



**Mariana da Silva
Pedro**

**Balanço de Carbono no Sector do Pinheiro Bravo da
Mata Nacional de Leiria**



**Mariana da Silva
Pedro**

**Balanço de Carbono no Sector do Pinheiro Bravo da
Mata Nacional de Leiria**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Ana Cláudia Dias, Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, e co-orientação da Professora Doutora Margarida Tomé, Professora Catedrática do Departamento Florestal do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Apoio financeiro do POCTI no âmbito
do III Quadro Comunitário de Apoio.

Apoio financeiro da FCT e do FSE no
âmbito do III Quadro Comunitário de
Apoio.

o júri

presidente

Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda

Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Doutor Paulo Alexandre Martins Fernandes

Investigador Auxiliar do Departamento Florestal da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

Doutora Ana Cláudia Relvas Vieira Dias

Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Doutora Maria Margarida Branco de Brito Tavares Tomé

Professora Catedrática do Departamento de Engenharia Florestal do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

agradecimentos

A presente dissertação não teria sido concretizada sem a orientação e a colaboração de várias pessoas.

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer à Professora Doutora Ana Cláudia Dias e à Professora Catedrática Margarida Tomé, pela orientação deste trabalho e pela disponibilidade demonstrada ao longo deste ano.

Gostaria de manifestar a minha enorme gratidão a todas as pessoas do grupo FORCHANGE (*Forest Ecosystem Under Global Climate Change*) do Centro de Estudos Florestais do Instituto Superior de Agronomia, pela simpatia e pelo apoio sempre que necessitei. No entanto, não poderia deixar de destacar algumas pessoas. Apresento, assim, o meu agradecimento especial ao Doutor João Freire, pelo esclarecimento constante de dúvidas, fornecimento de dados relevantes para o trabalho e pela amizade demonstrada, ao Doutor Luís Fontes pelo apoio fundamental na utilização do modelo 3-PG, à Doutora Alexandra Correia pelo fornecimento de bibliografia e, por último, à Doutora Sónia Faias pela sua ajuda na estimativa do factor de expansão de biomassa e das fracções volumétricas das componentes da espécie *Pinus pinaster*.

Ao Engenheiro Silvicultor Octávio Ferreira dos Serviços Técnicos da Marinha Grande, da Unidade de Gestão Florestal C Litoral, demonstro o meu enorme agradecimento pelo contributo fulcral na obtenção de informações sobre os modelos de gestão praticados na Mata Nacional de Leiria e sobre os tipos de equipamentos e tempos de trabalho associados às diversas operações de gestão na Mata.

A todas as empresas que exploram a Mata Nacional de Leiria e que disponibilizaram o seu tempo para responderem às minhas questões, gostaria de dar também a minha gratificação.

Agradeço ainda ao Doutor João Pedro Nunes, bolseiro de pós-doutoramento no CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar) da Universidade de Aveiro, pelo apoio prestado na discussão dos resultados da validação do modelo 3-PG.

Ao Doutor Nelson Abrantes, bolseiro de pós-doutoramento e ao Doutor Jacob Keizer, investigador auxiliar no CESAM, pelo tempo livre que me disponibilizaram para a realização deste trabalho.

Para finalizar, gostaria de mostrar o meu sincero agradecimento a toda a minha família e a todos os meus amigos, que por fazerem parte da minha vida contribuíram significativamente para a concretização desta dissertação.

palavras-chave

Aquecimento global, modelo 3-PG, balanço de carbono, sector florestal, pinheiro bravo

resumo

A presente tese pretende avaliar a contribuição do sector florestal do pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria para a mitigação das alterações climáticas, assim como validar o modelo baseado em processos 3-PG para o pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria. Assim, na primeira parte da tese são quantificadas as emissões e as remoções de dióxido de carbono e de metano, desde a floresta até ao destino final dos produtos florestais, incluindo o processamento industrial da madeira. No período compreendido entre os anos 1980 e 2003, o balanço global de carbono associado ao sector florestal do pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria variou entre -17 e 49 Gg C ano⁻¹. A floresta do pinheiro bravo desempenhou um papel fundamental no balanço global de carbono do sector, contribuindo em média para cerca de 90% da remoção total de carbono, enquanto os produtos florestais em uso e em aterro apresentaram uma contribuição média para a remoção de carbono menos significativa, na ordem dos 9% e 1% respectivamente. Na segunda parte da tese é avaliada a capacidade do modelo 3-PG em simular a biomassa das folhas (WI), biomassa do lenho (Ws), volume (V) e área basal (G) associadas a povoamentos de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria. Os resultados mostram que o modelo 3-PG estima consideravelmente bem a variável Ws e de forma razoável as variáveis V e G. No entanto, a sua performance é menos boa nas simulações de WI, especialmente em classes de qualidade da estação mais baixas. No sentido de melhorar estes resultados, propõe-se a realização de estudos de forma a obter mais parâmetros de entrada específicos do pinheiro bravo e melhores variáveis características do solo. No futuro propõe-se ainda o desenvolvimento de um modelo híbrido para a Mata Nacional de Leiria, resultante da integração do modelo 3-PG com o modelo empírico Pinaster Leiria, que possibilite a análise dos efeitos das alterações climáticas na produtividade primária líquida e no balanço de carbono do pinheiro bravo nesta unidade de gestão.

keywords

Global warming, model 3-PG, carbon budget, forest sector, maritime pine

abstract

This thesis aims to evaluate the contribution of the forest sector of the maritime pine from the National Forest of Leiria for the mitigation of climate change, as well as to validate the process-based model 3-PG for the maritime pine from the National Forest of Leiria. In the first part of the thesis, the emissions and removals of carbon dioxide and methane are quantified, from the forest to the final disposal of forest products, including industrial processing of wood. For the period comprised between 1980 and 2003, the global carbon budget associated to maritime pine forest sector ranged between -17 and 49 Gg C yr⁻¹. The maritime pine forest has played a key role in the global carbon balance of the sector, contributing in average to about 90% of the total carbon removal, while forest products in use and in landfills had a minor contribution to the carbon removal, approximately 9 % and 1% respectively. The second part of the thesis evaluates the ability of model 3-PG to simulate the biomass of leaves (WI), the wood biomass (Ws), volume (V) and basal area (G) associated with stands of pine forest from National Forest of Leiria. The results show that the model 3-PG estimates adequately variable Ws and estimates reasonably variables V and G. However, its performance is less good when simulating WI, especially in lower classes of quality station. To improve these results, it's proposed to undertake studies to obtain more input parameters specific to the maritime pine and better variable soil characteristics. It is also proposed the development of a hybrid model for the National Forest of Leiria, as a result from the integration of 3-PG model with the empirical model Pinaster Leiria, which allows the analysis of climate change's effects on net primary productivity and carbon budget of the maritime pine in this management unit.

Índice

Agradecimentos

Palavras-chave / Resumo

Keywords / Abstract

Índice	I
Lista de Figuras	IV
Lista de Tabelas	VII
Lista de Anexos	VIII
Notação	IX
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Enquadramento	1
1.2 Objectivos	3
1.3 Organização da tese	4
2 O SECTOR FLORESTAL NO PANORAMA DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS	6
2.1 Alterações climáticas	6
2.2 O contributo do sector florestal para a mitigação das alterações climáticas	8
2.3 Balanço de carbono nas florestas	12
2.3.1 Importância das florestas a nível global	12
2.3.2 Metodologias para determinar o balanço de carbono	12
2.3.2.1.1. Aplicação de modelos na estimativa do balanço de carbono nas florestas	14
2.3.2.1.2. A nível global	14
2.3.2.1.3. Em Portugal	16
2.3.3. Balanço de carbono nas florestas portuguesas	17
2.3.3.1. A Floresta em Portugal Continental	17
2.3.3.2. A floresta portuguesa de pinheiro bravo	18
2.3.3.3. Estado da arte sobre os estudos de quantificação do balanço de carbono na floresta portuguesa	20

2.4	Balanço de carbono nos produtos florestais	24
2.4.1	A importância dos produtos florestais à escala global	24
2.4.2	Metodologias para determinar o balanço de carbono	25
2.4.2.1.	Método dos tempos de vida	25
2.4.2.2.	Outros métodos	26
2.4.3	Estudos efectuados no âmbito do balanço de carbono nos produtos florestais em Portugal	27
3	BALANÇO DE CARBONO NA FLORESTA DE PINHEIRO BRAVO DA MATA NACIONAL DE LEIRIA	31
3.1	Metodologia	31
3.2	Resultados e discussão	31
4	EMISSIONES DE CO₂ DE ORIGEM FÓSSIL NA FLORESTA DE PINHEIRO BRAVO NA MATA NACIONAL DE LEIRIA	33
4.1	Operações realizadas no âmbito da gestão dos povoamentos de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria	33
4.2	Metodologia	35
4.2.1	Emissões específicas associadas às operações florestais	36
4.2.2	Estimativa das emissões específicas associadas ao transporte de madeira	39
4.2.3	Emissões totais anuais	41
4.3	Resultados e discussão	42
4.3.1	Emissões específicas de carbono	43
4.3.2	Emissões anuais de carbono	45
5	EMISSIONES DE CO₂ NO PROCESSAMENTO INDUSTRIAL DA MADEIRA DE PINHEIRO BRAVO	47
5.1	Metodologia	48
5.1.1	Emissões de CO ₂ renováveis	48
5.1.1.1.	Emissões específicas na produção de madeira serrada	48
5.1.1.2.	Emissões específicas na produção de painéis	50
5.1.1.3.	Emissões totais anuais de CO ₂	52
5.1.2	Emissões de CO ₂ de origem fóssil	54
5.2	Resultados e discussão	54
5.2.1	Emissões específicas de CO ₂	54
5.2.2	Emissões anuais de CO ₂ renovável	55
5.2.3	Emissões anuais de CO ₂ de origem fóssil	57
5.2.4	Emissões totais anuais de origem renovável e fóssil	58

6	BALANÇO DE CARBONO NOS PRODUTOS FLORESTAIS DA MATA NACIONAL DE LEIRIA	59
6.1	Metodologia	59
6.1.1	Carbono armazenado nos produtos semi-processados produzidos	59
6.1.2	Balanço de carbono nos produtos finais em uso	62
6.1.3	Balanço de carbono nos produtos florestais no destino final	64
6.2	Resultados e discussão	67
7	BALANÇO GLOBAL DE CARBONO NO SECTOR DO PINHEIRO BRAVO DA MATA NACIONAL DE LEIRIA	73
7.1	Metodologia	73
7.1.1	Floresta	73
7.1.2	Processamento industrial da madeira	74
7.1.3	Uso e destino final dos produtos	74
7.2	Resultados e discussão	75
8	VALIDAÇÃO DO MODELO 3-PG NA FLORESTA DE PINHEIRO BRAVO DA MATA NACIONAL DE LEIRIA	79
8.1	O modelo 3-PG	79
8.2	Metodologia	82
8.2.1	Caracterização da área de estudo	82
8.2.2	Dados	85
8.2.2.1.	Parâmetros de entrada	85
8.2.2.2.	Variáveis de inicialização do povoamento e do local	85
8.2.2.3.	Dados climáticos	87
8.3	Validação do modelo 3-PG	87
8.4	Resultados e discussão	90
9	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105
	ANEXOS	116

Lista de Figuras

Figura 1 - Processos, reservatórios de carbono e emissões de GEE no sector florestal (Dias, 2005)	10
Figura 2 - Evolução das áreas ocupadas pelas florestas de pinheiro bravo, eucalipto e sobreiro em Portugal Continental, entre os anos de 1867 e 2006	18
Figura 3 – Balanço de carbono na floresta de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria entre os anos 1980 e 2003.	32
Figura 4 - Emissões específicas de carbono resultantes da instalação e condução de povoamento na Mata Nacional de Leiria antes de 1986 (a) e após 1986 (b).	43
Figura 5 - Emissões específicas de carbono na exploração florestal, com o uso de tractor florestal adaptado com grua e com o uso de tractor transportador na recarga e extracção da madeira e seu carregamento para o camião.	44
Figura 6 - Emissões totais anuais de carbono decorrentes da instalação e condução de povoamentos, exploração florestal e do transporte de madeira na Mata Nacional de Leiria entre os anos 1972 e 2003.	45
Figura 7 - Volumes de madeira de pinheiro bravo (troncos sem cepo, bicada e casca) removidos da Mata Nacional de Leiria entre os anos 1972 e 2003.	46
Figura 8 - Emissões específicas de CO ₂ renovável associadas à produção de painéis.	55
Figura 9 - Emissões totais anuais de CO ₂ renováveis (excluindo a casca) na produção de madeira serrada e de painéis.	56
Figura 10 - Emissões totais anuais de carbono de origem renovável da casca.	56
Figura 11 - Emissões anuais de carbono de origem renovável associadas aos resíduos florestais do processamento industrial e à casca, entre os anos 1972 e 2003.	57
Figura 12 - Emissões totais anuais de CO ₂ de origem fóssil na produção de madeira serrada e de painéis.	57
Figura 13 - Emissões totais de carbono de origem renovável e fóssil decorrentes do processamento industrial da madeira serrada e dos painéis, entre os anos 1972 e 2003.	58
Figura 14 - Fracções de produtos florestais depositadas em aterro sanitário e em lixeira, nos anos entre 1972 e 2003.	65
Figura 15 – Remoções de carbono associadas aos produtos florestais em aterro e em uso entre os anos 1972 e 2003.	68
Figura 16 - Fluxos de carbono de entrada nos produtos em uso e fluxos de carbono de entrada em aterro (aterro sanitário e lixeiras) associados aos produtos florestais provenientes da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, entre os anos 1972 e 2003.	69

- Figura 18** - Remoção total de carbono pelos produtos florestais provenientes da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria em lixeiras, no período compreendido entre os anos 1972 e 2003. 70
- Figura 17** - Remoção total de carbono pelos produtos florestais provenientes da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria em aterro sanitário, no período compreendido entre os anos 1972 e 2003. 70
- Figura 19** - Emissões de carbono de origem renovável decorrentes da decomposição ou queima dos produtos florestais para incineração, compostagem e abandono como entulho. 71
- Figura 20** - Emissões de CH₄ em aterro sanitário e em lixeira expressas em massa de CO₂ equivalente. 72
- Figura 21** – Balanço global de carbono na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria. Valores positivos representam remoção de carbono e valores negativos representam emissão de carbono. 75
- Figura 22**- Variação de *stocks* de carbono nos produtos (em uso e em aterro) e na floresta. 76
- Figura 23** - Acumulação de carbono nos produtos florestais em aterro e emissões adicionais de CH₄ em aterro, entre os anos 1980 e 2003. 77
- Figura 24** - Emissões fósseis associadas ao processamento industrial e às operações de exploração e gestão na Mata Nacional de Leiria. 78
- Figura 25** - Localização da área de estudo. 83
- Figura 26** - Precipitação total média mensal, temperatura mínima média e temperatura máxima média entre os anos 1972 e 2006. 84
- Figura 27** - Média dos dados climáticos para a Mata Nacional de Leiria entre os anos 1972 e 2006. 87
- Figura 28** – Distribuição do coeficiente de correlação (R) para as variáveis Wl, Ws, V e G. 91
- Figura 29** - Distribuição das média de r_p , $|r_p|$ e RMSE para as variáveis Wl, Ws, V e G. 93
- Figura 30** - Desvio padrão da amostra *versus* RMSE para as variáveis Wl, Ws, V e G. As unidades dos resíduos de predição e de RSME são expressas nas unidades das respectivas variáveis. 94
- Figura 31** - Representação gráfica dos valores observados *versus* valores estimados pelo modelo 3-PG para as variáveis Wl, Ws, V e G. 95
- Figura 36** - Valores estimados pelo modelo 3-PG e valores observados para as variáveis Wl, Ws, V e G em função da idade do povoamento da parcela 234. 98
- Figura 37** - Valores estimados pelo modelo 3-PG e valores observados para as variáveis Wl, Ws, V e G em função da idade do povoamento da parcela 40. 99

Figura 38 - Valores estimados pelo modelo 3-PG e valores observados para as variáveis Wl, Ws, V e G em função da idade do povoamento da parcela 180.

99

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Principais produtos associados à espécie de pinheiro bravo por Oliveira (1999)	19
Tabela 2 - Características dos combustíveis usados nas operações florestais.	37
Tabela 3 - Operações associadas à instalação e condução dos povoamentos na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria antes de 1986.	38
Tabela 4 - Operações associadas à instalação e condução dos povoamentos na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria após 1986.	38
Tabela 5 - Operações associadas à exploração da madeira de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria.	39
Tabela 6 - Características dos camiões utilizados no transporte de madeira e distância média percorrida entre a Mata e a indústria.	40
Tabela 7 - Parâmetros utilizados no cálculo das emissões específicas de carbono de origem renovável decorrentes da produção de madeira serrada.	49
Tabela 8 - Parâmetros utilizados no cálculo das emissões anuais associadas à casca da madeira de pinheiro bravo.	50
Tabela 9 - Parâmetros utilizados no cálculo das emissões específicas de carbono de origem renovável decorrentes da produção dos diferentes tipos de painéis.	51
Tabela 10 - Fracções volumétricas do cepo, bicada e casca do pinheiro bravo (Tomé, 2007)	60
Tabela 11 - Distribuição (fracção) da madeira removida da Mata Nacional de Leiria pelas várias linhas de produção.	61
Tabela 12 - Consumos específicos de madeira no processamento industrial.	61
Tabela 13 - Distribuição (fracção) das perdas processuais pelas várias linhas de produção.	62
Tabela 14 - Distribuição (fracção) dos produtos semi-processados pelas quatro categorias de produtos finais em uso.	62
Tabela 15 - Valores para a taxa de decomposição e tempo de semi-vida dos produtos florestais em uso (Dias, 2005).	64
Tabela 16 - Valores para o tempo de vida médio, taxa de decomposição e tempo de semi-vida dos produtos florestais na deposição final (Dias, 2005).	67
Tabela 17 - Variáveis de inicialização do povoamento e do local requeridas pelo modelo 3-PG.	86

Lista de Anexos

Anexo I – Principais modelos empíricos e baseados em processos aplicados em Portugal.

Anexo II - Estudos sobre o balanço de carbono nas florestas portuguesas.

Anexo III – Tipos de usos do solo na Mata Nacional de Leiria. Adaptado de Gomes (1990).

Anexo IV – Parâmetros de entrada utilizados no modelo 3-PG para a espécie *Pinus pinaster* Aiton.

Anexo V – Equações do modelo empírico Pinaster Leiria.

Anexo VI – Histogramas que apresentam a distribuição da frequência de parcelas pela classe da média de resíduos e da média absoluta de resíduos

Notação

Siglas, símbolos e acrónimos

3-PG	<i>Physiological Principles Predicting Growth</i>
AFN	Autoridade Florestal Nacional
CFC's	Clorofluorcarbonetos
CH ₂ O	Hidratos de carbono
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
CELPA	Associação de Indústria Papeleira
COP	Conference of the Parties
COV's	Compostos Orgânicos Voláteis
CQNUAC	Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas
FAO	<i>Food and Agricultural Organization</i>
GEE	Gases de Efeito de Estufa
GIS	<i>Geographic System Information</i>
GPG LULUCF	<i>Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry</i>
HCFC's	Hidroclorofluorcarbonatos
HFC's	Hidrofluorcarbonatos
MCF	<i>Methane Correction Factor</i>
MDF	<i>Medium Density Fibreboard</i>
N ₂ O	Óxido nitroso
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
O ₃	Ozono
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PFC's	Perfluorcarbonatos
PLC	Produção Líquida da Comunidade
PPB	Produção Primária Bruta
PPL	Produção Primária Líquida
PROF-CL	Plano Regional de Ordenamentos Florestal do Centro Litoral
R _A	Respiração Autotrófica
R _H	Respiração Heterotrófica
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SF ₆	Hexafluoreto de enxofre
SIMYT	<i>Forest Simulator based on Yield Tables</i>
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
ZEEP	Zona de Expansão do Eucalipto em Portugal
ZEPBP	Zona de Expansão do Pinheiro Bravo em Portugal
ZESP	Zona de Expansão do Sobreiro em Portugal

1 Introdução

1.1 Enquadramento

Desde o final do século XIX que se tem vindo a observar um acréscimo da temperatura do planeta, traduzindo-se no seu aquecimento global. O Quarto Relatório do IPCC, publicado em Janeiro de 2007, indica que a Terra irá aquecer entre 1,4 e 5,8 ° C ainda neste século (IPCC, 2007). Este aumento de temperatura está estritamente aliado ao aumento da concentração de Gases com Efeito de Estufa (GEE) desde o emergir da revolução industrial. O gás que contribuiu mais para este aumento é o dióxido de carbono (CO₂) e tem origem na queima de combustíveis e na desflorestação (IPCC, 2007).

A crescente consciencialização de que o CO₂ e os restantes GEE podem afectar o clima da Terra, proporcionou a realização de acordos internacionais para a estabilização ou mitigação do fenómeno do aquecimento global. Assim, foram acordadas duas grandes estratégias políticas: a assinatura da Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas (CQNUAC), realizada em 1992, e a assinatura do Protocolo de Quioto, em 1997, que têm como objectivo principal a redução das emissões de GEE. No âmbito da CQNUAC são ainda realizados os inventários nacionais de emissões e remoções de GEE.

O sector florestal pode contribuir significativamente para a redução de CO₂ na atmosfera, na medida em que a floresta remove CO₂ da atmosfera, através do processo da fotossíntese, transformando-o em hidratos de carbono que ficam armazenados nos vários compartimentos, constituindo deste modo um reservatório¹ de carbono. Pode também ser um sumidouro² se o seu crescimento superar as perdas de biomassa associadas a cortes, incêndios, pragas e doenças (IPCC, 2000). Por seu lado, os produtos florestais constituem reservatórios de carbono que armazenam parte do carbono presente na madeira cortada da floresta, por períodos mais ou menos longos, retardando assim o seu regresso à atmosfera. Estes produtos têm ainda benefícios adicionais pelo facto de serem combustíveis renováveis alternativos aos combustíveis fósseis e por serem materiais de construção alternativos a materiais mais intensivos do ponto de vista energético, tais como o aço, o alumínio e o cimento (Bergesson e Gustavsson, 2000; Buchanan e Levine, 2000; Asif *et al.*

¹ Um reservatório é qualquer do sistema climático onde um gás com efeito de estufa ou um seu precursor é

² Um sumidouro é qualquer progresso, actividade ou mecanismo que remove da atmosfera um gás com efeito de estufa, ou um seu precursor, ou um aerossol (UNFCCC, 2003).

(2002); Peterson e Solberg, 2003; Lippke *et al.*, 2004; Peterson e Solberg, 2004; Gustavsson e Sathre, 2006; Gustavsson *et al.*, 2006; Werner *et al.*, 2006).

Em vários países têm sido realizados estudos com o objectivo de quantificar as emissões e remoções de carbono associadas à totalidade do sector florestal, nomeadamente na Finlândia (Pingoud *et al.*, 1997), no Canadá (Apps *et al.*, 1999), na Índia (Haripriya, 2001) e nos Estados Unidos da América (Woodbury *et al.*, 2007).

Em Portugal, poucos estudos sobre o balanço de carbono para a totalidade do sector florestal têm sido realizados, sendo a maioria incidente na quantificação do balanço de carbono nas florestas portuguesas (Pereira *et al.*, 2002; Correia, 2004; Dias, 2005; Correia *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2005; Mateus *et al.*, 2006; Correia *et al.*, 2007; Tomé *et al.*, 2009; Rodrigues *et al.*, 2010). Apenas Dias (2005) e Pereira *et al.* (2002) quantificaram o contributo dos produtos florestais na diminuição de CO₂ na atmosfera. No entanto, apenas a primeira autora realizou um balanço total de carbono, integrando o armazenamento líquido de carbono na floresta e nos produtos florestais.

Várias metodologias têm sido aplicadas para estimar o armazenamento de carbono pelas florestas portuguesas, no entanto Tomé *et al.* (2007) defende que a utilização da informação proveniente de inventários florestais nacionais, podendo ser complementada com outros métodos, deve ser preferencialmente adoptada na quantificação do balanço de carbono nas florestas.

Foram ainda desenvolvidos estudos a nível global para Portugal no que diz respeito ao balanço de carbono na floresta (UNECE/FAO, 2000; Liski *et al.*, 2002; Karjalainen *et al.*, 2003; FAO, 2009) e nos produtos florestais (Jäkel *et al.*, 1999; Eggers, 2002; Pingoud *et al.*, 2003; Kohlmaier *et al.*, 2007).

Por outro lado, as alterações climáticas podem ter efeitos na Produtividade Primária Líquida (PPL) dos ecossistemas florestais, sendo assim igualmente importante compreender os seus impactes no balanço de carbono das florestas. Neste sentido, destaca-se o contributo dos modelos de base fisiológica, que conferem um aperfeiçoamento ao nível da representação dos processos biológicos dos modelos empíricos, permitindo estimativas mais precisas dada a sua sensibilidade às variáveis temporais das condições de crescimento (Amaral *et al.*, 2005). Segundo Mäkelä *et al.* (2000), devem ser desenvolvidos estudos no sentido de criar modelos híbridos³ que combinem elementos

³ O conceito de modelo híbrido apresenta diferentes abordagens. Segundo Mäkelä (2009), “modelo híbrido” pode corresponder a um modelo que integra sub-modelos ou elementos processuais, providenciando *inputs* adicionais aos modelos empíricos, ou a um modelo que obtém o crescimento potencial através de dados empíricos modificados por um sistema complexo de funções de base fisiológica ou, por outro lado, pode significar um modelo onde o crescimento é explicitamente derivado da aquisição e alocação de carbono.

de ambos os tipos de modelos, empíricos e baseados em processos, ou seja, que integrem a fiabilidade dos dados mensuráveis dos modelos empíricos e a flexibilidade dos modelos de base fisiológica.

Em Portugal, alguns estudos aplicaram modelos baseados em processos com o intuito de prever as influências das alterações climáticas na fixação de CO₂ pelas florestas (Correia *et al.*, 2005; Coelho *et al.* 2006; Rodrigues *et al.*, 2010).

O modelo 3-PG (*Physiological Principles Predicting Growth*) desenvolvido por Landsberg e Waring (1997), apresenta vantagens sobre os restantes modelos de base fisiológica, por constituir um modelo simples e de fácil utilização, requerer um pequeno número de parâmetros e variáveis iniciais de fácil obtenção e encontrar-se disponível na internet. Por outro lado, este modelo encontra-se já parametrizado para as espécies portuguesas *Pinus pinaster* (Alexandre, 2009) e *Eucalyptus globulus* (Fontes *et al.*, 2006). A partir deste modelo, surgiu uma versão híbrida, o modelo GLOB-3PG (Tomé *et al.*, 2004), que permitiu o estudo dos efeitos das alterações climáticas no sequestro de carbono pelo eucalipto (Amaral *et al.*, 2006; Coelho *et al.*, 2006).

O sector florestal pode assumir um papel preponderante na mitigação do aquecimento global, pelo que é necessário conhecer e compreender o seu contributo na realidade e em futuros cenários de alterações climáticas, de modo a obter o conhecimento científico e a informação de suporte que permita o estabelecimento de políticas climáticas a nível nacional e internacional.

1.2 Objectivos

A presente dissertação foi realizada no âmbito do curso de mestrado em Engenharia do Ambiente, na Universidade de Aveiro e é composta por duas partes distintas, com os seguintes propósitos:

1. estimar o balanço global de carbono ao longo do ciclo de vida da madeira produzida na floresta de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, nomeadamente na floresta, no processamento industrial, e durante o uso e destino final dos produtos florestais, entre os anos 1980 e 2003;
2. validar o modelo de base fisiológica 3-PG para a floresta de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria.

Na primeira parte foram quantificadas as emissões e as remoções de CO₂ e CH₄, desde a floresta até ao destino final dos produtos florestais, incluindo o processamento industrial da madeira.

A segunda parte do presente trabalho foi desenvolvida no âmbito do projecto MODNET: “Modelação da produtividade primária líquida e do balanço de carbono de ecossistemas florestais

portugueses a diferentes escalas.” (01/05/2007-30/04/2010: FCT PTDC/AGR CFL/69733/2006) e surge da necessidade de criar um modelo de carácter híbrido para a Mata Nacional de Leiria, que permita analisar os impactes das alterações climáticas na produtividade primária líquida e no balanço de carbono na floresta de pinheiro bravo nesta unidade de gestão.

A espécie florestal e a unidade de gestão em estudo destacam-se pelas seguintes razões:

- o pinheiro bravo é a espécie florestal com maior representatividade em Portugal Continental, ocupando cerca de 885 mil hectares e contendo a maior quantidade de carbono armazenado, estimada em cerca de 24845 mil toneladas (AFN, 2010). Esta espécie constitui ainda um importante factor de desenvolvimento económico para o país, principalmente pela comercialização da sua madeira (Oliveira, 1999);
- a área da Mata Nacional de Leiria é constituída predominantemente por pinheiro bravo, onde se pratica uma gestão sustentável da exploração desta espécie e onde se efectua um inventário florestal de enorme intensidade desde os últimos anos. .

Assim, com este trabalho pretende-se, por um lado, adicionar conhecimento de base sobre o balanço de carbono nas florestas e nos produtos florestais, que permita avaliar o contributo do sector florestal português para a mitigação do aquecimento global e, por outro lado, destacar a importância da aplicação de modelos de base fisiológica ou híbridos no estudo dos efeitos das alterações climáticas na produtividade primária líquida dos ecossistemas florestais.

1.3 Organização da tese

Esta tese encontra-se dividida em 9 capítulos. O presente capítulo é dedicado à introdução geral da tese, incluindo o seu enquadramento teórico, os principais objectivos e a sua estrutura. Os Capítulos 2 a 7 são dedicados à primeira parte da tese, onde se realiza a estimativa do balanço de carbono no sector florestal do pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria. O Capítulo 2 descreve o papel do sector florestal para a mitigação das alterações climáticas num panorama global. Neste capítulo é apresentado o contributo das florestas e dos produtos florestais no balanço global de carbono. Neste sentido, na secção 2.3 é apresentada a importância das florestas a nível global e as diversas metodologias existentes para a quantificação do balanço de carbono nas florestas, quer a nível global, quer em Portugal, destacando o uso de modelos baseados em processos. É também apresentada uma análise sobre a quantificação do balanço de carbono nas florestas de Portugal, tendo-se realizado o estado da arte de estudos efectuados neste âmbito. A secção 2.4 é dedicada ao balanço de carbono nos produtos florestais tendo-se descrito a sua importância à escala global no âmbito da mitigação das alterações climáticas, as principais metodologias existentes para o seu

cálculo e, finalmente, o resumo dos principais estudos efectuados para a quantificação do balanço de carbono nos produtos florestais em Portugal. O Capítulo 3 descreve a metodologia utilizada na estimativa da produtividade primária líquida e do balanço de carbono na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria. No Capítulo 4 é apresentada uma metodologia de cálculo das emissões de CO₂ fósseis resultantes das operações realizadas no âmbito da gestão dos povoamentos de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria. No Capítulo 5 são determinadas as emissões de CO₂ renováveis e fósseis no processamento industrial da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria. No Capítulo 6 é efectuada a estimativa do balanço de carbono nos produtos florestais de madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, tendo-se consideradas as etapas de uso e de destino final destes produtos e as emissões de CH₄ resultantes da decomposição dos produtos florestais em aterro. O balanço global de carbono no sector florestal do pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria é realizado no Capítulo 7, integrando os resultados dos Capítulos 3, 4, 5 e 6. O Capítulo 8 é dedicado à segunda parte da tese, onde se valida o modelo 3-PG para floresta do pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria. Por fim, no Capítulo 9 são apresentadas as principais conclusões e considerações finais desta tese.

2 O SECTOR FLORESTAL NO PANORAMA DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

2.1 ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

Desde o final do século XIX, tem vindo a ocorrer um acréscimo da temperatura do planeta (aumento de 0,56 a 0,92 °C entre 1906 e 2005), tendo-se acentuado bastante nos últimos 50 anos (aumento de 0,10 a 0,16°C, por década, entre 1956 e 2005) (IPCC, 2007a). Por outro lado, a Terra irá aquecer entre 1,4 e 5,8 ° C ainda neste século (IPCC, 2007a). Este aumento de temperatura traduz-se no conceito de aquecimento global.

A Terra recebe energia proveniente do sol sob a forma de radiação. Cerca de 30% desta radiação é reflectida pela atmosfera e regressa ao espaço e a restante é absorvida pelo planeta, sendo depois reflectida sob a forma de radiação infravermelha (calor), que é parcialmente absorvida por alguns gases existentes na atmosfera terrestre, e que a emitem novamente para a Terra, dificultando a sua normal dispersão e originando como consequência um aumento da temperatura do planeta. A estes gases dá-se o nome de Gases de Efeito de Estufa (GEE) e são incluídos nesta categoria o vapor de água, o metano (CH₄), o dióxido de carbono (CO₂), o óxido nitroso (N₂O) e o ozono (O₃). Sem este fenómeno, designado por efeito estufa natural, a temperatura do planeta seria de -19°C, o que tornaria o planeta inabitável (IPCC, 2001). Para além destes GEE, que existem naturalmente na atmosfera, existem outros gases que são emitidos na sua maioria por actividades antropogénicas e que incluem o hexafluoreto de enxofre (SF₆) e os hidrocarbonetos halogenados: halons, cloroflurcarbonetos (CFC's), os hidroclorofluorcarbonatos (HCFC's), os hidrofluorcarbonatos (HFC's) e os perfluorcarbonatos (PFC's).

O aquecimento global que se tem vindo a registar deve-se a um incremento do efeito estufa. Este fenómeno traduz-se nas alterações climáticas⁴ e embora possa ter origem natural (erupções vulcânicas, incêndios, etc), a maior parte dos GEE gerados tem origem antropogénica.

As emissões de GEE associadas à actividade humana têm aumentado desde os tempos pré-industriais, com um aumento de cerca de 70% registado entre os anos de 1970 e 2004, devido principalmente à queima de combustíveis fósseis (petróleo, carvão e gás natural) (IPCC, 2007b).

⁴ Segundo a CQNUAC, o conceito de alteração climática define-se por uma mudança de clima que é atribuída directa ou indirectamente à actividade humana, alterando a composição da atmosfera global (IPCC, 2007a).

O gás que mais contribui para o efeito estufa é o CO₂, representando cerca de 77% das emissões antropogénicas de GEE em 2004, principalmente devido à queima de combustíveis fósseis e à desflorestação (IPCC, 2007b).

As emissões de CH₄, que representam cerca de 14% das emissões totais de GEE, provêm principalmente de actividades agrícolas, como a produção de arroz e a criação de gado e da queima de combustíveis fósseis (IPCC, 2007b).

As emissões de NO₂ contribuem em cerca de 8% para as emissões totais de GEE e resultam principalmente do uso de fertilizantes, que contêm nitratos e compostos azotados. (IPCC, 2007b)

Os hidrocarbonetos halogenados, que representam cerca de 1% das emissões totais de GEE (IPCC, 2007b), provêm do uso destes compostos em frigoríficos, aerossóis, ares condicionados e também nos processos de produção de alumínio, semi-condutores e HCFC-22 (Dias, 2005).

De forma a reduzir a concentração de GEE na atmosfera, foram acordadas duas grandes estratégias políticas. A primeira foi a assinatura da Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas (CQNUAC), realizada em 1992, por 155 países e que resultou no compromisso voluntário dos países industrializados em reduzir as suas emissões de GEE até ao ano 2000. No âmbito da CQNUAC são realizados os inventários nacionais de emissões e remoções de GEE, adoptados programas nacionais de redução das emissões de GEE e estratégias de adaptação aos impactes das alterações climáticas. A segunda estratégia política ocorreu em 1997 com a assinatura do Protocolo de Quioto por parte dos países desenvolvidos e em desenvolvimento. Este Protocolo entrou em vigor em 2005 e tem como meta principal a redução em 5,2% das emissões de GEE dos países industrializados que o ratificaram no período 2008-2012, em relação às emissões do ano de referência 1990. Com o objectivo de promover e garantir o Protocolo de Quioto, anualmente todos os países membros reúnem-se na Conferência das Partes (*Conference of the Parties – COP*) (autoridade suprema da CQNUAC).

Com o intuito de reduzir as emissões de GEE para a atmosfera, surgiu o conceito de sequestro de carbono, com a finalidade de poder conter e reverter a acumulação de CO₂ na atmosfera, visando a diminuição do efeito de estufa. Como forma de mitigação do aquecimento global, uma variedade de meios artificiais de captura e de sequestro de carbono, assim como processos naturais começaram a ser estudados e explorados.

Recentemente, nas COP têm surgido discussões no âmbito do novo acordo que sucederá o Protocolo de Quioto após o ano 2012. No entanto, não existe ainda um acordo definitivo entre os países-membros da CQNUAC acerca das metas a serem estabelecidas para o período pós-Quito.

2.2 O CONTRIBUTO DO SECTOR FLORESTAL PARA A MITIGAÇÃO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

O ciclo de carbono no sector florestal é constituído por um ciclo biológico (ecossistemas florestais) e um ciclo industrial (produtos florestais) (Gower, 2003).

As florestas constituem um dos principais reservatórios de carbono da biosfera participando activamente nas trocas de carbono entre a atmosfera através de processos biológicos fundamentais como a fotossíntese e a respiração (Equação 1)



A fotossíntese é a assimilação de CO_2 atmosférico pelas plantas e a sua conversão em hidratos de carbono (CH_2O) para a produção de matéria orgânica. O CO_2 absorvido fica armazenado na forma de celulose, hemiceluloses, lenhina e outros constituintes minoritários (Dias, 2005).

Por outro lado, a respiração consiste na oxidação dos hidratos de carbono emitindo CO_2 para a atmosfera. A diferença entre os fluxos de carbono de ambos os processos, ao longo do tempo, origina a acumulação de carbono nas florestas (Gower, 2003).

Vários factores, na sua maioria induzidos por actividades humanas, podem afectar a acumulação de carbono nas florestas, nomeadamente a deflorestação decorrente do consumo de madeira por parte das indústrias florestais ou com vista ao desenvolvimento de terrenos agrícolas e/ou de terrenos para pastagem, as pragas e os incêndios. Estes últimos ocorrem naturalmente nos ecossistemas florestais (trovoadas secas), mas acredita-se que o seu aumento deve-se à acção do Homem, por negligência ou intencionalmente.

A quantidade de CO_2 convertida em carbono orgânico designa-se por Produção Primária Bruta (PPB). Porém, cerca de 50% do CO_2 absorvido pela vegetação presente nas florestas é usado na construção de novos tecidos e na reparação e manutenção dos tecidos existentes (respiração autotrófica). A diferença entre a respiração autotrófica (R_A) e a GPP representa a quantidade de carbono que fica armazenada na biomassa e é designada por Produção Primária Líquida (Equação 2).

$$PPL = PPB - R_A$$

Equação 2

Ao considerar a respiração por parte dos organismos heterotróficos (R_H), obtém-se a Produção Líquida da Comunidade (PLC) (Equação 3)

$$PLC = PPL - R_H$$

Equação 3

A PPB, PPL, PLC, R_H e R_A são expressas em $g\ C\ ano^{-1}$.

O carbono presente na biomassa florestal é depois transferido, sequencialmente, através de vários reservatórios (UNFCCC, 2003):

- transferência de carbono da floresta para a madeira em toros cortada ou para a atmosfera por decomposição/queima dos resíduos florestais;
- transferência de carbono da madeira em toros para os produtos florestais semi-processados (por exemplo, madeira serrada, painéis de madeira e papel);
- transferência de carbono dos produtos florestais semi-processados para os produtos florestais finais (por exemplo, edifícios de madeira, mobiliário, livros e jornais);
- transferência de carbono dos produtos florestais finais para os aterros ou para a atmosfera por decomposição/queima dos produtos florestais descartados.

O carbono originalmente contido na biomassa florestal é libertado para a atmosfera, principalmente como CO_2 e CH_4 , ao longo destas etapas, embora em alguns reservatórios (produtos florestais em uso e produtos florestais enviados para aterro) o carbono fique armazenado durante períodos considerados longos (Figura 1).

De acordo com Pingoud *et al.* (2003), as emissões de CO_2 e CH_4 são geradas pelos processos de queima e de decomposição aeróbia e anaeróbia da biomassa florestal.

Segundo Dias (2005), a queima de resíduos florestais e industriais, de biomassa usada na indústria para produção de energia e de produtos florestais em uso e em fim de vida conduz à emissão de CO_2 e a pequenas quantidades de CH_4 (não representadas na Figura 1).

Da mesma forma, a decomposição aeróbia associada à decomposição dos resíduos florestais no solo, à decomposição natural dos produtos florestais em uso e à decomposição de resíduos industriais e de produtos florestais em estações de compostagem, também emite CO_2 .

Finalmente, a decomposição anaeróbia em aterros (aterros sanitários ou lixeiras) de produtos florestais em fim de vida e resíduos industriais, origina emissões de CO_2 e de CH_4 (embora ocorra também decomposição aeróbia nestes locais). O CH_4 produzido nestes processos pode ser recolhido e queimado, transformando-se em CO_2 .

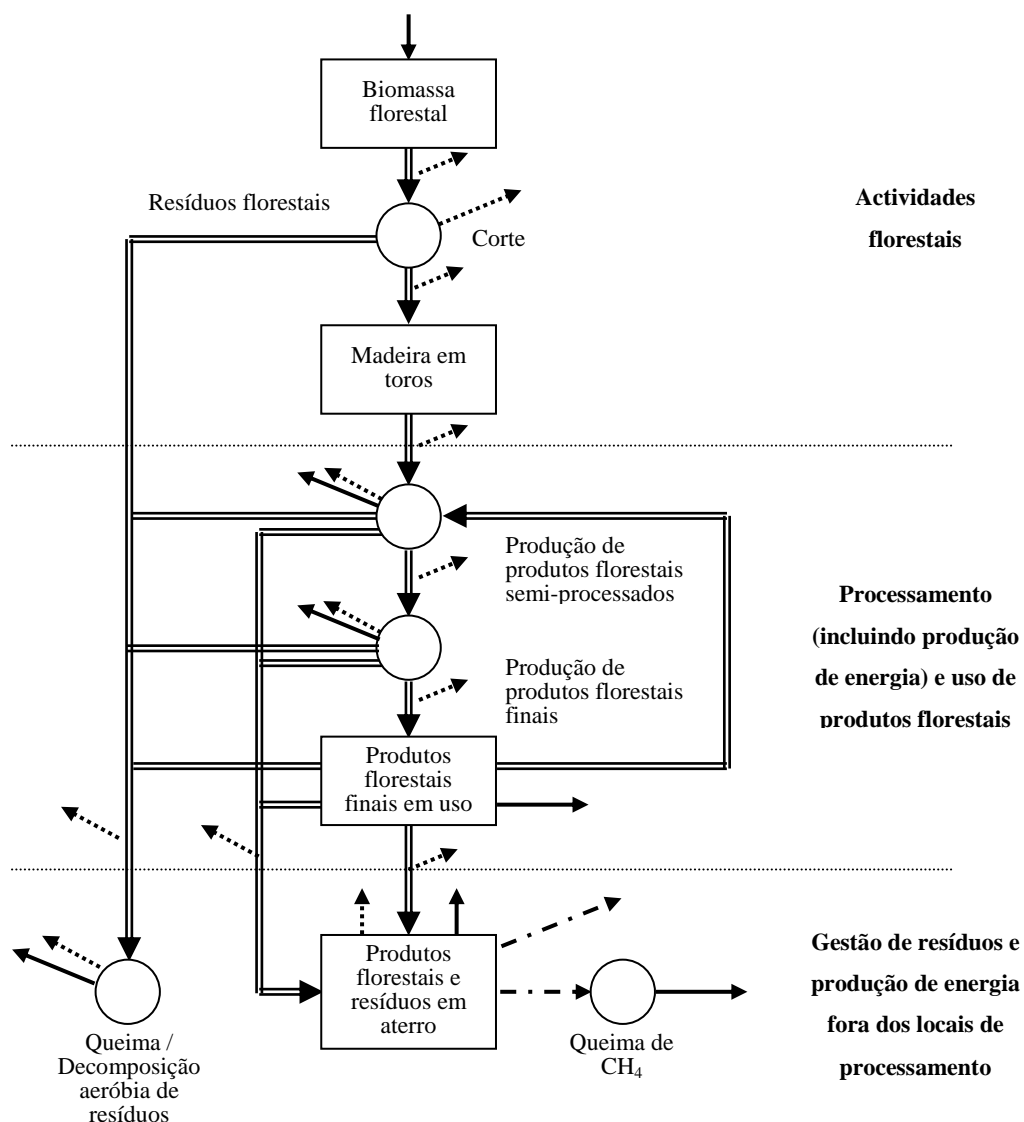


Figura 1 - Processos, reservatórios de carbono e emissões de GEE no sector florestal (Dias, 2005)

Uma pequena parte do carbono contido na biomassa florestal também pode ser emitida na forma de compostos orgânicos voláteis (COVs) e monóxido de carbono (CO), resultando principalmente de combustões incompletas. Os COVs são igualmente emitidos pelas árvores, produtos florestais em uso ou em fim de vida (compostagem) e processos de decomposição de resíduos florestais (Dias, 2005).

Aquando das actividades de gestão florestal, processamento industrial, tratamento final de resíduos e transporte, ocorre a queima de combustíveis fósseis originando a libertação de CO₂ para a atmosfera, assim como de outros GEE, como o CH₄ e N₂O (Dias, 2005). Segundo o IPCC (2003), outras fontes de N₂O no sector florestal são a queima da biomassa, os processos de nitrificação e desnitrificação nos solos.

No balanço de carbono no sector florestal pode-se considerar também as emissões evitadas associadas ao uso da biomassa como combustível pelas indústrias em vez de combustíveis fósseis, à reciclagem e ao uso de produtos florestais em vez de produtos que consomem maiores quantidades de combustíveis fósseis (Miner e Perez-Garcia, 2007). Por exemplo, as emissões evitadas decorrentes da utilização de produtos florestais em substituição de materiais de construção alternativos, têm vindo a ser quantificadas por diversos autores (Suzuki *et al.*, 1995; Bergesson e Gustavsson, 2000; Buchanan e Levine, 2000; Lippke *et al.*, 2004; Gustavsson e Sathre, 2006; Gustavsson *et al.*, 2006; Werner *et al.*, 2006; Peterson e Solberg, 2003; Peterson e Solberg, 2004; Peterson e Solberg, 2002; Asif *et al.* (2002); Kunniger e Ritcher, 1995). Os resultados destes estudos apresentam alguma variabilidade dependendo do âmbito do estudo e das assumpções assumidas, nomeadamente o tipo de produto florestal (por exemplo, estruturas de edifícios, pavimentos, postes, janelas, vigas, etc.) e de material substituído (por exemplo, aço, alumínio, betão, etc.), a tecnologia usada na produção dos materiais, as fontes de energia, as fases do ciclo de vida consideradas, entre outros. Estes estudos revelam que, em geral, os produtos de madeira apresentam vantagens significativas no que respeita à redução de emissões de GEE, salientando a importância do destino final da madeira como um dos factores que mais peso tem sobre a análise final das emissões de GEE para a atmosfera. Contudo, não é possível fazer uma análise comparativa entre estes estudos, por dificuldades inerentes às diferentes fronteiras do sistema, unidades funcionais e suposições consideradas (Dias *et al.*, 2009a).

Assim, o sector florestal pode desempenhar um papel fundamental na mitigação dos efeitos do aumento de emissões de GEE na atmosfera, pois as florestas são potencialmente sequestradoras de parte do CO₂ atmosférico e os produtos florestais, para além de constituírem materiais renováveis, podem armazenar carbono durante períodos longos, adiando deste modo o regresso das emissões de carbono para a atmosfera. De acordo com o Terceiro Relatório de Avaliação realizado pelo IPCC (2001), este sector possui um potencial biofísico para a mitigação de 5,380 Mt CO₂ ano⁻¹, em média, até ao ano 2050.

2.3 BALANÇO DE CARBONO NAS FLORESTAS

2.3.1 IMPORTÂNCIA DAS FLORESTAS A NÍVEL GLOBAL

As florestas cobrem mais de $4,1 \times 10^9$ hectares da superfície da Terra (IPCC, 2007a), ou seja, cerca de 30% do total da área terrestre no mundo, desempenhando um papel importante no balanço global de carbono. Cerca de metade do carbono libertado anualmente pela combustão de combustíveis fósseis permanece acumulado na atmosfera, sendo o restante removido da atmosfera pelos oceanos e pelos ecossistemas terrestres (IPCC, 2007a).

Os processos naturais da remoção do CO_2 pelos ecossistemas terrestres e pelos oceanos aumentou entre a década de 80 e década de 90, tendo-se verificado um maior aumento na remoção pelos ecossistemas terrestres (IPCC, 2007a). Esta remoção resulta do balanço entre as emissões de carbono associados a alterações nas práticas do uso do solo, principalmente desflorestação nos trópicos (Dias, 2005) e a remoção residual de carbono, também designado por “*missing sink*”. As causas desta remoção residual não são bem conhecidas, embora existam estudos que concluem que esta ocorre principalmente nas florestas dos trópicos e do hemisfério norte e que está associada a alterações nas práticas de gestão dos solos, ao recrescimento natural e aos efeitos de fertilização provocados pelo aumento da concentração do CO_2 na atmosfera (Dias, 2005).

Contudo, nos últimos anos (2000-2005), tem vindo a assistir-se a uma diminuição da remoção pelos ecossistemas terrestres, devido principalmente ao aumento de fogos florestais que afectam o processo de absorção do carbono (IPCC, 2007a).

A remoção residual de carbono pelas florestas é realizada tanto pela vegetação como pelos solos, embora à escala global seja difícil determinar a contribuição de cada um destes componentes.

2.3.2 METODOLOGIAS PARA DETERMINAR O BALANÇO DE CARBONO

Existem vários métodos para quantificar o balanço de carbono na floresta, nomeadamente inventários florestais, método das flutuações instantâneas, modelação inversa, detecção remota, monitorização intensiva e modelos.

O método dos inventários florestais é o usado nos inventários florestais nacionais de emissões de GEE realizados no âmbito da CQNUAC.

Nas 2006 IPCC Guidelines (IPCC, 2006), dois métodos distintos são usados para determinar o balanço de carbono na biomassa florestal⁵, com base em dados de inventários florestais:

- método *biomass gain-loss* ou método dos fluxos de carbono – através da diferença entre o crescimento anual de cada espécie e as perdas de biomassa (associadas a cortes, fogos e causas naturais) (Correia *et al.*, 2009; Tomé *et al.*, 2009).
- método *stock – difference* - pela diferença entre a biomassa existente em dois inventários florestais sucessivos (Dias, 2005; Arroja *et al.*, 2006).

O balanço de carbono é assim obtido a partir da variação dos *stocks* de carbono na biomassa. Se esta variação for positiva significa que há remoção de carbono da atmosfera mas se for negativa significa que há emissão de carbono para a atmosfera (IPCC, 2006). Este método requer a aplicação de factores de conversão que possibilitam estimar, a partir dos volumes de madeira, a massa de carbono presente na biomassa florestal total.

O método das flutuações instantâneas (*eddy covariance*) permite medir o fluxo instantâneo de carbono entre o ecossistema e a atmosfera, designado por produção líquida do ecossistema, através do uso de analisadores de CO₂ de resposta rápida e de anemómetros sónicos numa torre de medição de fluxos. Assim, a integração temporal deste fluxo permite estimar o balanço de carbono do ecossistema (vegetação e solo), excluindo as perdas de carbono decorrentes dos cortes, fogos e outras perturbações (Correia *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2005; Mateus *et al.*, 2006).

O método de modelação inversa consiste em determinar o balanço de carbono nos ecossistemas terrestres a partir das concentrações e da composição isotópica de CO₂ e O₂ na atmosfera, medidas nas cerca de 100 estações de amostragem distribuídas pelo globo. A integração deste método com conhecimento das emissões fósseis de CO₂ e com a utilização de modelos meteorológicos de transporte e de dispersão permite obter um mapa com a distribuição espacial das fontes e sumidouros de CO₂ no planeta, principalmente entre as latitudes médias e altas do hemisfério norte e sul e os trópicos (Rödenbek *et al.*, 2003; Houweling *et al.*, 2004).

A detecção remota tem vindo a ser utilizada há cerca de 20 anos, produzindo informação espacial e temporal detalhada sobre a actividade fotossintética terrestre e as variações estruturais do coberto vegetal no planeta. Na detecção remota óptica passiva, é comum a utilização do *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), dado pela diferença entre a reflectância da luz solar pela

⁵ As IPCC *guidelines* (IPCC, 2006) consideram o cálculo do balanço de carbono nos reservatórios de biomassa florestal viva (acima e debaixo do solo), biomassa florestal morta (resíduos de madeira e manta morta) e nos solos orgânicos.

vegetação na região do vermelho e do infra-vermelho (Correia, 2004). Este índice permite obter uma estimativa da radiação fotossinteticamente activa absorvida pela vegetação verde, que se encontra correlacionada com a produtividade primária. Todavia, este método não considera a respiração autotrófica na estimativa da produtividade primária líquida e não quantifica todas as componentes lenhosas, nomeadamente ramos, troncos e raízes, na estimativa dos *stocks* de carbono.

O método de monitorização intensiva permite efectuar uma avaliação periódica, em áreas delimitadas, de determinadas propriedades dos povoamentos florestais, de modo a obter informação sobre os fluxos e *stocks* de carbono nesses mesmos povoamentos. Em geral, são realizadas medições ao nível da biomassa (aérea ou radicular), tais como o seu crescimento, a sua composição química ou a sua divisão em diferentes compartimentos. As medições podem também incidir sobre características do solo, designadamente a sua composição química ou as taxas de decomposição da matéria orgânica. Este método é também frequentemente utilizado para avaliar os efeitos de diferentes práticas de gestão florestal (Madeira *et al.*, 2002).

Por último, vários tipos de modelos têm sido desenvolvidos para estimar o crescimento e a produtividade primária líquida dos ecossistemas florestais, apresentando diferentes graus de complexidade, desde os mais simples - modelos empíricos - até aos mais sofisticados - modelos baseados em processos ou modelos mecanísticos. Recentemente, têm vindo a surgir modelos híbridos, isto é, modelos que integram a flexibilidade dos modelos de base fisiológica e os dados mensuráveis dos modelos empíricos.

2.3.2.1.1. APLICAÇÃO DE MODELOS NA ESTIMATIVA DO BALANÇO DE CARBONO NAS FLORESTAS

2.3.2.1.2. A NÍVEL GLOBAL

Embora, sejam uma aproximação da realidade, os modelos constituem ferramentas essenciais na compreensão da actividade ecológica que ocorre nas florestas, podendo operar a diferentes escalas espaciais e temporais e integrar diferentes reservatórios (Dias, 2005).

Os modelos empíricos têm sido tradicionalmente usados por gestores florestais e têm por base a descrição estatística de um fenómeno passado, isto é, a partir dos dados recolhidos e por meio de regressão, descreve-se estatisticamente o fenómeno, projectando-o segundo a mesma tendência (Amaral *et al.*, 2005). Estes modelos fornecem informação quantitativa relativa à distribuição de diâmetros, são específicos para cada local e dependem fortemente do índice de qualidade de estação. As principais limitações destes modelos são a falta de flexibilidade e a incapacidade de

simular o crescimento florestal para diferentes condições de stress ou de práticas florestais (Landsberg, 2003a).

O desenvolvimento tecnológico e a crescente procura em compreender os fenómenos e as variáveis que influenciam o crescimento florestal, conduziu ao estudo de modelos que, para além de modelar comportamentos, permitisse averiguar de que forma a variação previsível das variáveis actuaes influencia esses mesmos fenómenos (Amaral *et al.*, 2005).

Assim, há cerca de duas décadas surgiram os primeiros modelos baseados em processos fisiológicos de crescimento florestal (Mohren *et al.*, 1984; Mäkela e Hari, 1986; Runnign e Coughlan, 1988; McMurtie *et al.* 1990) e, por isso, designados por “modelos baseados em processos” (*process-based models*). Estes modelos contribuem para a determinação do balanço de carbono em povoamentos e são constituídos por sub-modelos que simulam os processos fisiológicos de base ao crescimento vegetal como a eficiência fotossintética, a respiração, a absorção e conversão de radiação solar, distribuição de fotoassimilados e os processos de degenerescência (Amaral *et al.*, 2005).

Estes modelos conferem um aperfeiçoamento ao nível da representação dos processos biológicos dos modelos empíricos, permitindo estimativas mais precisas dada a sua sensibilidade às variáveis temporais das condições de crescimento (Amaral *et al.*, 2005).

Os modelos baseados em processos complementam os modelos empíricos, na medida em que fornecem estimativas do potencial produtivo de locais que nunca foram arborizados ou para os quais não existem medições (Paul *et al.*, 2003; Mohren *et al.*, 1984), permitem estimar a produtividade das florestas sob diferentes condições de nutrição no solo (Comins e McMurtrie, 1993; Dewar e McMurtrie, 1996a), avaliam os efeitos de práticas de gestão como a fertilização, irrigação (Battaglia e Sands, 1997), desbastes (Ditzer *et al.*, 2000; Kimmins *et al.*, 1990) e a influência de doenças, pragas, fogos florestais (Barreiro e Tomé, 2009; Kimmins *et al.*, 1990) e até de fenómenos atmosféricos como o vento (Peltola *et al.*, 2000) na produtividade das florestas, constituindo ainda ferramentas úteis na previsão dos impactes das alterações climáticas (Thornleys's, 1991; Kirschbaum *et al.*, 1994; Dewar e McMurtie, 1996a; Dewar e McMurtie, 1996b; Friend *et al.*, 1997; Mooney *et al.*, 1999).

Ao contrário dos modelos empíricos, os modelos baseados em processos, podem recorrer a novas tecnologias como o *Geographic Information System* (GIS) (Ditzer *et al.*, 2000, Tickle *et al.*, 2001) e os satélites na Detecção Remota (Running e Coughlan, 1988; Coops *et al.*, 1998a e 1998b), permitindo estudos de povoamentos a escalas mais extensas.

No entanto, o cálculo do crescimento de povoamentos florestais a partir de processos fisiológicos é um processo complexo, que necessariamente requer o uso de grandes volumes de informação,

variáveis de inicialização que não se encontram facilmente disponíveis, modelos de análise multi-variada e uma parametrização cuidada para produzir resultados fidedignos. Estes modelos devem, por isso, sofrer um processo de simplificação até poderem constituir uma ferramenta prática e útil aos gestores florestais (Landsberg e Waring, 1997). A acrescentar a este facto, os modelos de base fisiológica não têm demonstrado resultados de interesse prático para os gestores florestais que consideram irrelevante a integração dos processos fisiológicos na modelação florestal, demonstrando-se incrédulos perante as suas projecções, dado o uso de parâmetros pouco fiáveis (Landsberg, 2003a).

Apesar disto, tem aumentado o interesse e o reconhecimento da necessidade em associar uma base mecanística aos modelos empíricos, ou vice-versa. Segundo Mäkelä *et al.* (2000), devem ser desenvolvidos estudos no sentido de criar modelos híbridos que combinem elementos de ambos os tipos de modelos, empíricos e baseados em processos, ou seja, que integrem a fiabilidade dos dados mensuráveis dos modelos empíricos e a flexibilidade dos modelos de base fisiológica.

2.3.2.1.3. EM PORTUGAL

Alguns modelos desenvolvidos no exterior têm sido modificados de forma a poderem ser aplicados às espécies portuguesas. São exemplos o modelo empírico CO2FIX (Schelhaas *et al.*, 2004) que foi aplicado por Correia (2004) e Correia *et al.* (2005) para quantificar o balanço de carbono em povoamentos de *Eucalyptus globulus* e *Pinus pinaster*, o modelo baseado em processos FOREST-BGC (Running e Gower, 1991) que foi aplicado por Nunes e Lopes (2005) às espécies *Eucalyptus globulus* e *Pinus pinaster* e o modelo baseado em processos PROMOD (Battaglia e Sands, 1997) que foi aplicado para as condições portuguesas.

O modelo 3-PG (Landsberg e Waring, 1997), por constituir um modelo simples e de fácil utilização e obtenção, tem sido objecto de estudo em diversos estudos portugueses para a espécie *Eucalyptus globulus* (Amaral *et al.*, 2005 e Fontes *et al.*, 2006) e para a espécie *Pinus Pinaster* (Alexandre, 2009). Deste modelo, surgiu a versão híbrida GLOB-3PG (Tomé, 2004) utilizada posteriormente por Coelho *et al.* (2006).

Pela autoria de investigadores portugueses, o investimento em modelos baseados em processos tem sido pouco representativo, sendo os únicos exemplos o modelo PBRAVO para a espécie *Pinus pinaster* (Soares, 1995), os modelos MAESTRO (Tomé, 1997), GIOBTREE (Soares e Tomé, 2003) e SIMPLOT (Barreiro e Tomé, 2009) usados para a espécie *Eucalyptus globulus*.

No tocante a modelos empíricos, o seu desenvolvimento tem sido extenso, destacando, por exemplo, os modelos Globulus (Tomé *et al.*, 1997; Tomé *et al.*, 2001; Soares *et al.*, 2006) para a

espécie *Eucalyptus globulus*, SUBER para *Quercus suber* (Tomé *et al.*, 2001) e MODIS-PINASTER para *Pinus pinaster* (Fonseca, 2005).

No Anexo I, apresenta-se uma síntese dos principais estudos a nível global que utilizaram os modelos baseados em processos.

2.3.3. BALANÇO DE CARBONO NAS FLORESTAS PORTUGUESAS

2.3.3.1. A FLORESTA EM PORTUGAL CONTINENTAL

De acordo com os dados do último Inventário Florestal Nacional (AFN, 2010), a floresta portuguesa ocupa cerca de 3,5 milhões de hectares, ou seja 39% do território nacional, tendo aumentado aproximadamente 3% nesta última década.

O pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), o sobreiro (*Quercus suber*) e o eucalipto (*Eucalyptus spp.*) são as três espécies mais representativas no país e, também, de maior interesse económico. No seu conjunto, ocupam cerca de 73% da área florestal (AFN, 2010). O pinheiro bravo distribui-se maioritariamente pelas zonas do Centro e Norte do país, já o eucalipto tem maior expressão nas zonas do Centro e Lisboa e Vale do Tejo, enquanto o sobreiro situa-se principalmente nas zonas de Lisboa e Vale do Tejo e Alentejo.

A gestão da floresta portuguesa no passado influenciou a estrutura etária actual da floresta, e consequentemente, o seu balanço de carbono. É, assim, importante conhecer a evolução histórica da floresta para compreender o seu contributo actual no balanço de carbono (Dias, 2005).

Radich e Alves, citados por Ribeiro (2007), consideram a evolução da cobertura florestal do território português dividida em três momentos essenciais:

- i) o alastramento do pinheiro bravo até à década de 70 do século XX, tendo vindo a diminuir desde então devido, essencialmente, à ocorrência de incêndios florestais;
- ii) a expansão do eucalipto desde meados do século XX com a introdução e o crescimento da indústria de celulose;
- iii) a alteração da forma de exploração do sobreiro a partir do século XVIII com a evolução do sector da cortiça.

A Figura 2 representa graficamente a evolução das áreas de ocupação das principais espécies florestais entre os anos de 1867 e 2006.

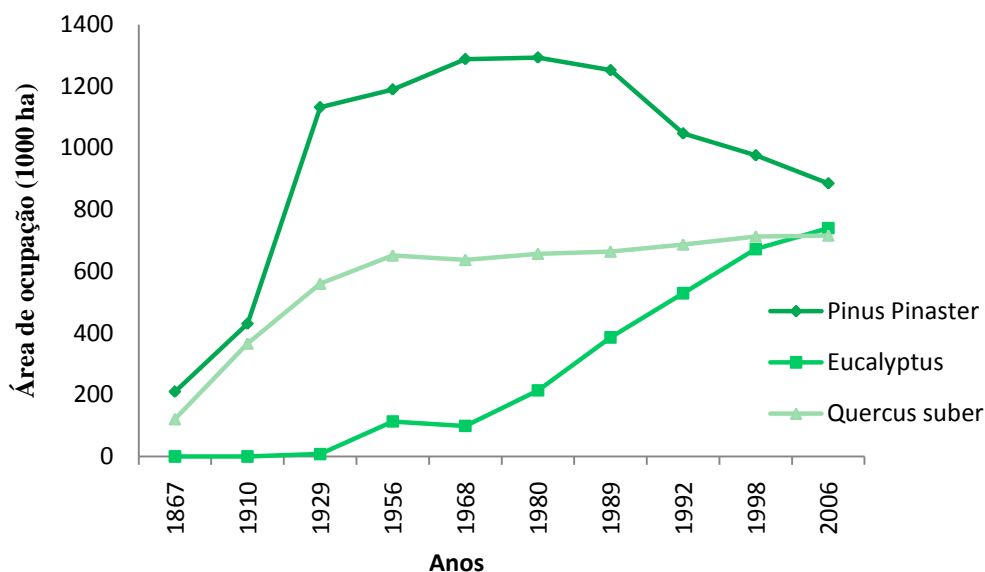


Figura 2 - Evolução das áreas ocupadas pelas florestas de pinheiro bravo, eucalipto e sobreiro em Portugal Continental, entre os anos de 1867 e 2006

No período de 1980 a 2004, acresce o problema de incêndios florestais, tendo-se registado uma diminuição de 64 mil hectares na área de povoamentos e um aumento de 134 mil hectares de áreas ardidas de povoamentos. Destas, cerca de 55% estavam ocupadas com pinheiro-bravo e 30% com eucalipto (Ribeiro, 2007).

No que diz respeito à evolução das áreas ocupadas por espécie dominante, entre 1968 e 2006, destaca-se a diminuição de 403 mil hectares de pinheiro bravo e o aumento de 641 mil hectares de eucalipto. Porém, o pinheiro continua a ser a espécie com maior representatividade em Portugal Continental, ocupando cerca de 885 mil hectares. O sobreiro é a segunda espécie dominante, ocupando 740 mil hectares. Por último, o eucalipto representa a terceira espécie dominante numa superfície florestal de 716 mil hectares (Figura 2) (AFN, 2010).

2.3.3.2. A FLORESTA PORTUGUESA DE PINHEIRO BRAVO

O pinheiro bravo é uma espécie característica do Mediterrâneo Ocidental, com enorme valor económico, social e ecológico. Encontra-se essencialmente em Portugal, Espanha e Itália, ocupando uma área de cerca de 4 milhões de hectares (Ruano *et al.*, 2009).

Em Portugal, o pinheiro bravo está presente há pelo menos 33 mil anos na região da Estremadura, tendo-se estendido a todo o país através de programas de arborização contínuos (Oliveira, 1999).

Segundo dados da 5ª Revisão do último Inventário Florestal Nacional 2005/2006, os povoamentos de pinheiro bravo representam uma área de cerca de 885 mil hectares (povoamentos puros, mistos dominantes e jovens), distribuindo-se sobretudo pelas regiões NUT II Centro e Norte.

A floresta de pinheiro bravo resiste a solos pobres de texturas ligeiras, desenvolvendo-se preferencialmente em clima atlântico temperado, no nível basal até cerca de 400 m e podendo atingir 30 m de altura e 200 anos de idade (em Portugal as revoluções mais frequentes oscilam entre os 30 e 70 anos).

Esta espécie constitui um importante factor de desenvolvimento económico para o país, principalmente em zonas rurais, quer pela comercialização da sua madeira, quer através de actividades complementares, como a apicultura, a pastorícia, a caça, a produção de cogumelos ou a resinagem (Oliveira, 1999).

Actualmente, o principal objectivo de exploração do pinheiro bravo é a produção de madeira (lenho) destinada principalmente à indústria de serração (Oliveira, 1999). Porém, a sua madeira pode ser ainda utilizada para lenha, postes, travessas de caminho de ferro, estilhas, entre outras aplicações (Tabela 1).

Tabela 1 - Principais produtos associados à espécie de pinheiro bravo por Oliveira (1999)

Produtos	Aplicação
Madeira de grandes dimensões Diâmetro > 35 cm e sem defeitos	Folheados
Madeira de médias dimensões Diâmetro médio sobre casca 18-35 cm	Postes
	Esteios para minas
	Serração (construção, imobiliário, paletes, embalagens, carpintaria)
	Travessas de caminho de ferro
Madeira de pequenas dimensões (rolaria) Diâmetro médio sobre casca <18cm	Indústrias de trituração - aglomerados de partículas; aglomerados de fibras; celulose
	Produção de estilhas - exportação; energia
	Madeiras redondas (usos rurais) - varas e tutores; vedações; armação de vinhas e pomares
	Lenha - diâmetros inferiores a 7 cm

Para além do lenho, o pinheiro bravo produz como subprodutos a resina, as pinhas, estilhas e ainda a casca. Por exemplo, a casca representa cerca de 20% a 40% do volume dos toros (Oliveira, 1999)

e pode ser utilizada como matéria orgânica para viveiros ou como combustível. Por outro lado, a casca, as ramagens e as pontas, depois de sofrer trituração, podem constituir um enriquecedor das substâncias nutritivas dos solos em exploração.

O pinheiro bravo ostenta também grande significado ecológico no litoral do País e, em especial, nos sistemas dunares, pelas funções de estabilização associadas a estes sistemas e de restauro de um coberto presente naturalmente nestas áreas durante e após a última glaciação (Madeira *et al.*, 2009).

Apesar da sua importância no panorama florestal português, a área ocupada pelo pinheiro bravo tem vindo a decrescer, devido sobretudo à ocorrência de incêndios, à ocupação de povoamentos puros de eucalipto em povoamentos mistos de eucalipto e pinheiro bravo e ao não aproveitamento da regeneração natural em áreas desarbORIZADAS (Dias, 2005). Além disso, assiste-se a uma ausência de gestão activa nas florestas portuguesas. Todavia, novas políticas têm sido desenvolvidas com o intuito de contrair este processo como por exemplo, a criação de associações de produtores florestais.

2.3.3.3. ESTADO DA ARTE SOBRE OS ESTUDOS DE QUANTIFICAÇÃO DO BALANÇO DE CARBONO NA FLORESTA PORTUGUESA

Existem alguns estudos realizados à escala europeia ou global que quantificam o balanço de carbono na floresta portuguesa, com base em diferentes metodologias. Assim, FAO (2009), Liski *et al.* (2002), Karjalainen *et al.* (2003) e UNECE/FAO (2000) recorreram ao uso de inventários florestais (os dois últimos complementados com modelos), enquanto Dong *et al.* (2003) aplicaram o método da detecção remota.

No estudo realizado pela *Food and Agriculture Organization* (FAO) e pela *United Nations Economic Commission for Europe* (UNECE), intitulado “*Temperate and Boreal Forest Resources Assessment*” (UNECE/FAO, 2000), os *stocks* de carbono na biomassa total da floresta portuguesa foram estimados em 96 Tg C no ano 1995. A remoção de carbono pela biomassa total no mesmo ano foi estimada em 1,45 Tg C ano⁻¹.

Segundo Liski *et al.* (2002), no ano 1990, os *stocks* de carbono na biomassa total da floresta portuguesa (incluindo raízes) e no solo florestal foram de 78 e 70 Tg C ano⁻¹, respectivamente, e a remoção de carbono por cada um destes reservatórios foi de 0,2 Tg C ano⁻¹.

Karjalainen *et al.* (2003) estimaram os *stocks* de carbono na biomassa aérea em 31 Tg C e no solo na floresta portuguesa em 63 Tg C, no ano 1990. Além disso, a remoção de carbono promovida pela biomassa aérea entre os anos de 1990 e 1995 foi estimada em 1,35 Tg C ano⁻¹.

Por sua vez, Dong *et al.* (2003) determinaram os *stocks* de carbono na biomassa aérea da totalidade da floresta portuguesa, por detecção remota, em 123 Tg C, no final da década de 90, e a remoção de carbono em 2,57 Tg C ano⁻¹, entre os anos 1982 e 1999.

Por último, no estudo realizado pela FAO intitulado “*State of the World’s Forests*” (FAO, 2009), os *stocks* de carbono na biomassa total da floresta portuguesa foram estimados em 114 Tg C no ano 2009.

A quantificação do balanço de carbono nas florestas à escala nacional é relativamente recente e várias metodologias têm sido aplicadas para estimar o armazenamento de carbono pelas florestas portuguesas, nomeadamente o uso de modelos (Pereira *et al.*, 2002), a detecção remota (Correia, 2004), os inventários florestais (Dias, 2005; Arroja *et al.*, 2006; Pereira *et al.*, 2009) e a integração dos dados disponíveis nos inventários florestais nacionais com o uso de modelos (Tomé *et al.*, 2009).

Pereira *et al.* (2002) aplicaram o modelo CO2FIX V2.0 de forma a estimar o armazenamento líquido de carbono na vegetação nacional, tendo concluído que este modelo se revelou uma ferramenta de utilização viável na modelação do armazenamento de carbono total nos sistemas florestais nacionais, desde que exista informação quantitativa adequada. As espécies pinheiro bravo e eucalipto apresentaram *stocks* de carbono, no continente e no ano de base de 1995, de 41,2 Mg C ha⁻¹ e 19,8 Mg C ha⁻¹, respectivamente, enquanto para as restantes espécies consideradas, os valores obtidos para o *stock* de carbono variaram entre 7,6 Mg C ha⁻¹ (outras folhosas) e 20,8 Mg C ha⁻¹ (outras resinosas). No caso do montado, obtiveram-se estimativas de *stock* de carbono de 17,5 Mg C ha⁻¹ e para os matos obteve-se um *stock* de carbono que oscila entre 3,8 e 4,4 Mg C ha⁻¹. Os valores obtidos para a quantidade de carbono no solo até à profundidade de 30 cm variaram entre 3 e 214 Mg C ha⁻¹. Neste estudo foram também efectuadas simulações para o pinheiro bravo e eucalipto até ao 1º período de cumprimento do Protocolo de Quioto (2008-2012), verificando-se que a capacidade de sumidouro das principais florestas nacionais depende sobretudo das medidas políticas adoptadas na gestão dos povoamentos florestais.

Correia (2004) comparou os *stocks* de biomassa acima do solo por detecção remota com as estimativas obtidas a partir de inventários de vegetação nacionais, tendo obtido valores relativamente aproximados, 88,4 Mg ha⁻¹ e 67,8 Mg ha⁻¹, respectivamente.

Nos inventários nacionais de emissões de GEE realizados no âmbito da CQNUAC, as estimativas das emissões ou remoções de carbono nas florestas portuguesas (*Forest Land remaining Forest Land*) são calculadas para dois reservatórios de carbono – biomassa acima do solo e biomassa do sub-coberto - pela diferença entre o crescimento e as perdas de biomassa, expressas em volume do tronco. A conversão dos volumes do tronco em biomassa total é realizada com base em factores de

expansão da biomassa característicos de cada espécie. De acordo com o inventário submetido no ano 2009, não existiu uma variação significativa no balanço de carbono na floresta portuguesa entre os anos 1990 e 2005. No entanto, esta comportou-se como fonte de carbono no ano 1990 e como sumidouro no período de 1993-2002. Desde 2003, que devido à ocorrência de incêndios florestais, a floresta portuguesa tem sido sempre uma fonte de carbono para a atmosfera (Pereira *et al.*, 2009).

Dias (2005), Arroja *et al.* (2006) e Tomé *et al.* (2009) determinaram o balanço de carbono especificamente para a biomassa aérea das espécies eucalipto e pinheiro bravo, com base em dados de inventários florestais.

Dias (2005) aplicou o método *stock-change* e utilizou factores de conversão (do volume de madeira para massa de carbono) específicos para as florestas de eucalipto e pinheiro bravo. Esta autora concluiu que ambas as fileiras de eucalipto e pinheiro bravo representaram sumidouros efectivos de carbono, tendo obtido uma remoção de carbono de 862 Gg C ano⁻¹, entre os anos 1992 e 2000, para o eucalipto e 59 Gg C ano⁻¹ para a floresta de pinheiro bravo, entre os anos 1992 e 1998. Analisou, ainda, as incertezas associadas aos resultados obtidos, tendo obtido incertezas relativamente elevadas (a amplitude relativa do intervalo de confiança de 95% foi, no mínimo, de 75%) que mostraram a importância da utilização de factores de conversão específicos das espécies em estudo e da estrutura etária existente em cada inventário.

Arroja *et al.* (2006) quantificaram o *stock* de carbono existente na espécie *Eucalyptus globulus* a nível nacional com base nos inventários florestais de 1992 e 1996 realizados pela CELPA (Associação de Indústria Papeleira). O sequestro líquido de carbono foi determinado através da diferença entre a variação de *stocks* de biomassa (expressa em volume de toros com casca e bicada) fornecida pelos inventários florestais, e a quantidade de biomassa removida (expressa em volumes de toros sem casca e sem bicada) para esse mesmo período. Considerou-se igualmente a quantidade de madeira removida no ano 2000. De forma a converter a biomassa em massa de carbono foram aplicados factores de conversão, de acordo com a classe etária dos povoamentos. Os resultados demonstraram que o sequestro líquido de carbono pelo *Eucalyptus globulus* no ano 2000 foi aproximadamente 18 Gg C ano⁻¹.

Por outro lado, Tomé *et al.* (2009) simularam o sequestro de carbono para os anos compreendidos entre 2008 e 2012, utilizando o modelo de desenvolvimento florestal SIMYT (*Forest Simulator based on Yield Tables*) e a informação existente nos inventários florestais nacionais. O sequestro de carbono foi determinado para as florestas de eucalipto e de pinheiro bravo, de acordo com as actividades elegíveis nos artigos 3.3 (Florestação e Desflorestação) e 3.4 (Gestão Florestal, Gestão Agrícola e Gestão de Pastagens) do Protocolo de Quioto (UNFCCC, 1998).

Recentemente, a determinação do carbono armazenado nas florestas portuguesas foi incluída na 5ª revisão do último Inventário Florestal Nacional (AFN, 2010). No total as florestas portuguesas armazenam cerca de 76233 mil toneladas de carbono, sendo o pinheiro bravo, o eucalipto e o sobreiro, as espécies que mais carbono armazenam.

Os estudos acima referidos abrangem a área geográfica de Portugal Continental, porém têm sido realizados outros estudos a escalas mais reduzidas, utilizando diversas metodologias: método das flutuações instantâneas, aplicação de modelos, inventários florestais e monitorização intensiva.

O método das flutuações instantâneas foi aplicado a um povoamento de eucalipto de segunda rotação com 9 anos de idade e com uma área de 300 hectares, situado na região de Pegões, por Correia *et al.* (2005), Rodrigues *et al.* (2005) e Mateus *et al.* (2006). Estes autores obtiveram valores de produção primária líquida que variaram entre 6,2 Mg C.ha⁻¹ ano⁻¹ e 8,9 Mg C.ha⁻¹ ano⁻¹.

Vários tipos de modelos foram aplicados às florestas portuguesas. Para povoamentos florestais a escalas reduzidas, são exemplos: o modelo FOREST-BGC por Rodrigues *et al.* (2010) e o modelo CO2FIX por Correia *et al.* (2005).

Correia *et al.* (2005) concluiu que o modelo CO2FIX apresenta resultados aproximados aos obtidos pelo método das flutuações instantâneas quando aplicado ao eucalipto, observando-se uma diferença na estimativa da produção líquida do ecossistema de apenas 0,3 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Rodrigues *et al.* (2010) estudaram o impacto de diferentes cenários de alterações climáticas (temperatura e precipitação), num horizonte de 10 anos, na produção primária líquida dos ecossistemas florestais (pinheiro bravo, sobreiro e misto), nas três zonas climáticas da região de Trás-os-Montes. Para tal, recorreram ao uso do modelo FOREST-BGC, tendo concluído que este modelo baseado em processos providencia uma boa compreensão dos processos biológicos que ocorrem nos ecossistemas estudados. Porém, a sua incapacidade de incorporar o CO₂ atmosférico como dado de entrada constitui um factor limitante nos resultados obtidos. Os resultados da produção primária líquida variaram entre 1418 kg C ha⁻¹ ano⁻¹ a 3433 kg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Correia *et al.* (2009) aplicaram o método baseado em inventários florestais para a espécie de pinheiro manso, concluindo que a remoção de carbono por esta espécie é muito inferior (produção líquida do ecossistema de 1,5 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹) à remoção de carbono por outras espécies, designadamente o pinheiro bravo e o eucalipto.

Por último, Madeira *et al.* (2002) analisaram a variação de *stocks* de carbono num povoamento de eucalipto localizado em Óbidos, sob diferentes condições de irrigação e fertilização. A experiência decorreu durante seis anos, ao fim dos quais foi determinada a produção de biomassa acima do solo em cada componente da árvore (tronco com casca, ramos e folhas), raízes, manta morta e a

concentração de carbono orgânico no solo. Estes autores concluíram que o tronco (com casca) é o maior reservatório de carbono e a disponibilidade da água é o principal factor limitante na produção de biomassa. Por outro lado, verificaram que a alocação de carbono ao solo está principalmente associada à disponibilidade de nutrientes, independentemente da disponibilização de água.

É de salientar a diversidade das metodologias que têm sido utilizadas na quantificação dos *stocks* e variação de *stocks* de carbono nas florestas portuguesas. Porém, não é possível realizar uma comparação entre os resultados obtidos nos diversos estudos, devido à selecção de diferentes áreas de estudo, diferentes períodos considerados e idades de povoamentos distintas.

O Anexo II apresenta um resumo de estudos realizados por diversos autores portugueses para a quantificação do balanço de carbono na floresta portuguesa, por aplicação de diversas metodologias.

Actualmente, não existe um consenso sobre o método mais adequado para os dados disponíveis em Portugal e que forneça simultaneamente resultados de qualidade. Contudo, Tomé *et al.* (2007) defende que a utilização da informação proveniente de inventários florestais nacionais, podendo ser complementada com outros métodos, deve ser preferencialmente adoptada.

2.4 BALANÇO DE CARBONO NOS PRODUTOS FLORESTAIS

2.4.1 A IMPORTÂNCIA DOS PRODUTOS FLORESTAIS À ESCALA GLOBAL

Os produtos florestais incluem produtos com tempo de vida longo, ou seja, produtos utilizados para a construção de habitações, construção de estruturas em madeira (barcos, postes de electricidade, travessas de caminhos de ferro, etc.) e mobiliário, e produtos com tempo de vida curto, tais como o papel e cartão.

Os produtos florestais não são sumidouros de carbono, uma vez que não removem carbono da atmosfera, mas são reservatórios do carbono. Em contrapartida, a decomposição dos produtos é uma fonte de emissão de GEE, principalmente de CO₂ (Pingoud *et al.*, 2003).

A nível global, os produtos florestais possuem taxas de acumulação de carbono que variam entre 26 a 139 Tg ano⁻¹, dependendo do método de cálculo e dos pressupostos adoptados (Pingoud *et al.*, 2003).

Este acréscimo tornou evidente a importância de criar uma metodologia para calcular a acumulação de carbono nos produtos florestais que, anteriormente, era menosprezada nas *IPCC guidelines* pois

assumia-se que todo o carbono armazenado era oxidado no mesmo ano de remoção, ou seja, que a variação dos *stocks* de carbono nestes produtos era nula (IPCC, 1996).

Actualmente, nas *IPCC guidelines* (IPCC, 2006) são descritas várias abordagens e métodos de cálculo que os países podem adoptar nos inventários nacionais de GEE realizados no âmbito da CQNUAC, porém a sua aplicação é ainda facultativa e não existe um método estabelecido internacionalmente. Em Portugal, têm sido realizados alguns estudos (Dias, 2005; Arroja *et al.*, 2006; Dias *et al.*, 2009) com vista a seleccionar o melhor método e a abordagem mais adequada para o caso português.

2.4.2 METODOLOGIAS PARA DETERMINAR O BALANÇO DE CARBONO

Existem vários métodos para calcular o balanço de carbono nos produtos florestais, que podem ser agrupados em três categorias, de acordo com o tipo de dados utilizados: *inflow-outflow*, estimativas directas dos *stocks* e estimativa directas das emissões (UNFCCC, 2003). A escolha de um método em particular depende de vários factores, como a disponibilidade e a qualidade dos dados necessários à sua aplicação e as características do reservatório a que é aplicado (Dias, 2005).

Nos métodos *inflow-outflow*, também designados por métodos dos fluxos, a variação dos *stocks* de carbono nos produtos florestais é determinada a partir da diferença entre os fluxos de entrada e de saída de carbono, do reservatório constituído pelos produtos florestais. Existem dois tipos de métodos *inflow-outflow*, de acordo com o modo como são obtidos os fluxos de saída de carbono: com base nos tempos de vida dos produtos florestais, no qual a saída de carbono é estimada a partir dos tempos de vida dos produtos ou por observação directa, no qual a saída de carbono é estimada directamente através de dados estatísticos (Dias *et al.*, 2009b). Nesta secção é dado especial destaque ao método baseado nos tempos de vida, que foi o método aplicado nesta tese para calcular o balanço de carbono nos produtos florestais.

2.4.2.1. Método dos tempos de vida

O método baseado nos tempos de vida tem sido o método mais empregue para estimar as variações de *stock* de carbono nos produtos florestais a nível global (Winjum *et al.*, 1998; Eggers, 2000; Karjalainen *et al.*, 2003; Skog *et al.*, 2004; Woodbury *et al.*, 2007). Neste método, o fluxo de entrada de carbono no reservatório dos produtos florestais em uso é obtido a partir do consumo de produtos florestais, enquanto o fluxo de saída de carbono é calculado com base nos tempos de vida dos produtos em uso (antes de serem enviados para o seu destino final ou reciclados). O fluxo de entrada de carbono no reservatório de carbono dos produtos em aterro é estimado a partir do fluxo

de saída de carbono do reservatório de produtos em uso e da fracção desse fluxo que tem o aterro como destino final. O fluxo de saída do carbono do reservatório de produtos em aterro é também obtido com base nos tempos de vida dos produtos em aterro (Dias, 2005).

O perfil de decomposição dos produtos em uso ou em aterro pode ser descrita por uma função linear, exponencial, logística ou de outro tipo (Dias, 2005).

A taxa de decomposição dos produtos florestais depende de diversos factores, incluindo o método de processamento, o tipo de produto, a sua utilização e as condições climáticas. Em média, o papel e os seus produtos derivados degradam-se no prazo de 5 anos, enquanto a madeira serrada utilizada na habitação pode durar mais de 100 anos. Existem vários métodos para aumentar o tempo de vida dos produtos florestais, retardando assim a emissão de carbono para a atmosfera. Estes métodos incluem o aumento da qualidade do produto e a reutilização ou a reciclagem destes produtos. As práticas de gestão em aterros também podem adiar essa emissão, pois sob condições anaeróbicas, a vida útil dos produtos florestais pode prolongar-se por muito mais tempo e alguns materiais como a lenhina podem não se decompor totalmente (Dias, 2005).

Este método apresenta a vantagem de os dados necessários poderem estar facilmente disponíveis. Por outro lado, a avaliação precisa dos tempos de vida e dos perfis de decomposição é difícil. Geralmente, os tempos de vida são obtidos com base nas práticas de utilização dos produtos e os perfis de decomposição são retirados da bibliografia e são meramente teóricos (Pingoud *et. al.*, 2003)

2.4.2.2. OUTROS MÉTODOS

Nos métodos *inflow-outflow* baseados na observação directa, os fluxos de entrada e saída de carbono do reservatório de produtos florestais são obtidos directamente a partir de dados estatísticos. O fluxo de entrada de carbono no reservatório dos produtos em uso é obtido a partir do consumo de produtos florestais, enquanto o fluxo de saída é obtido através da quantidade de produtos descartados e sujeitos a decomposição natural e/ou incêndios durante a fase de utilização. No caso dos produtos florestais em aterro, o fluxo de entrada de carbono é obtido a partir da quantidade de produtos depositados em aterro, enquanto o fluxo de saída é determinado pelo carbono emitido para a atmosfera e para os lixiviados, resultante da decomposição e/ou queima. Os métodos baseados na observação directa apresentam a desvantagem de a informação requerida não estar normalmente disponível, exceptuando os dados de consumo de produtos florestais.

O método da estimativa directa dos *stocks* consiste em determinar a variação dos *stocks* de carbono nos produtos florestais a partir da diferença entre os *stocks* de carbono nestes produtos em anos

diferentes, sendo os *stocks* estimados directamente através de informação estatística. Na prática, este método é apenas aplicado aos produtos de madeira sólida usados em edifícios ou em estruturas de engenharia civil.

O método de estimativa directa das emissões baseia-se no cálculo das variações de *stock* de carbono a partir das diferenças entre o carbono presente na madeira cortada e as emissões totais de carbono (estimadas directamente), resultantes da decomposição ou da queima dessa madeira.

2.4.3 ESTUDOS EFECTUADOS NO ÂMBITO DO BALANÇO DE CARBONO NOS PRODUTOS FLORESTAIS EM PORTUGAL

A quantificação da acumulação de carbono nos produtos florestais em Portugal tem vindo a ser realizada em vários estudos. De seguida, são apresentados os principais estudos efectuados, a nível global e nacional. Salienta-se, no entanto, que os resultados destes estudos não são inteiramente comparáveis na medida em que os períodos e os reservatórios considerados em cada um deles nem sempre são concordantes.

Pereira *et al.* (2002) utilizaram o modelo CO2FIX V2.0 de forma a simular a variação da capacidade de armazenamento de carbono nos diferentes reservatórios (incluindo o dos produtos) das espécies de eucalipto e de pinheiro bravo. No caso do pinheiro bravo foi considerado um período de simulação de 90 anos com corte final aos 80 anos, a partir da tabela de produção (PFP, 1986). A madeira que sai devido aos desbastes após a idade de 35 anos e resultante do corte final, é distribuída pelas diferentes indústrias de transformação, tendo-se assumido que a maior percentagem é utilizada em madeira de serração e que resultam em produtos de longa duração. Desta forma, os resultados mostraram um significativo acréscimo no *stock* de carbono dos produtos, de 10.78 Mg C ha⁻¹ para 57.07 Mg C ha⁻¹, após o corte final. Por outro lado, no eucalipto foram considerados dois casos: o primeiro caso referente a povoamentos de eucalipto na 1ª rotação com a utilização de informação de base do 3º Inventário Florestal (1995-1998) e o segundo referente a povoamentos de eucalipto em 1ª rotação seguida de uma 2ª rotação tendo como pressuposto povoamentos com uma gestão direccionada para a produção de pasta. Em ambos os casos analisados, foi feita uma simulação de 13 anos com corte final aos 12 anos. A componente dos produtos apresentou o *stock* de carbono mais elevado, logo após o corte, sendo 95% da matéria-prima alocada para produtos de média e curta duração. Neste estudo, apesar de determinarem o *stock* de carbono nos produtos florestais, no balanço de carbono total não incluíram o armazenamento líquido de carbono nos produtos.

Dias (2005) quantificou o carbono acumulado na totalidade dos produtos florestais (produzidos a partir da madeira nacional e consumidos em Portugal), para o período compreendido entre 1990 e

2000, utilizando as abordagens *stock-change*, *production* e *atmospheric-flow* em cada método aplicado: método de Winjum *et al.* (1998), método de 2º nível do *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry* (GPG LULUCF) e um método consistente com o método B de 3º nível do GPG LULUCF.

As abordagens⁶ supramencionadas foram originalmente propostas por Brown *et al.* (1998) e definem o modo como as variações de *stocks* ou as remoções (ou emissões) de carbono associadas à floresta e aos produtos florestais são repartidas entre países produtores e consumidores de madeira e de produtos florestais.

A abordagem *stock-change approach* consiste na estimativa das variações de carbono na floresta e nos produtos florestais dentro das fronteiras nacionais. Ou seja, a variação de carbono na floresta é estimada no país onde a madeira é produzida e a variação de carbono dos *stocks* dos produtos florestais é atribuída ao país onde são consumidos (IPCC, 2006).

A abordagem *production approach* considera também as variações dos *stocks* de carbono na floresta e nos produtos florestais, no entanto ambas são atribuídas ao país produtor da madeira (IPCC, 2006).

A abordagem *atmospheric-approach* estima os fluxos de carbono entre a atmosfera e o sector florestal dentro das fronteiras nacionais. Assim, a remoção de carbono na floresta é determinada no país produtor da madeira e as emissões de carbono resultantes da decomposição ou queima de produtos florestais (incluindo os resíduos florestais) são contabilizados no país onde são consumidos (IPCC, 2006).

No estudo realizado por Dias (2005), os produtos florestais (em uso e em aterro) promoveram a acumulação de carbono, independentemente da abordagem considerada. Assim, os valores da acumulação de carbono associados aos produtos florestais variaram entre 310-916 Gg C ano⁻¹, com o método de Winjum *et al.* (1998), 167-1115 Gg C ano⁻¹ com o método de 2º nível do GPG LULUCF e, por último, 310-916 Gg C ano⁻¹ com o método B de 3º nível do GPG LULUCF.

Dias (2005) concluiu ainda que, no ano 2000, a acumulação de carbono nos produtos florestais produzidos a partir do pinheiro bravo foi da ordem dos 106 Gg C ano⁻¹, enquanto para os produtos florestais produzidos a partir do eucalipto a acumulação de carbono correspondeu a cerca de 43 Gg C ano⁻¹.

⁶ O termo “abordagem” é distinto do termo “método”; o primeiro termo refere-se à alocação dos *stocks* de carbono ou das remoções/emissões de carbono entre países, enquanto o segundo refere-se ao processo de cálculo utilizado para estimar os *stocks* de carbono ou as emissões, segundo uma determinada abordagem (IPCC, 2006).

Esta autora, determinou ainda as incertezas associadas aos resultados obtidos, tendo concluído que o método B do 3º nível do GPG LULUCF é o mais adequado para a situação de Portugal, pois obtém as menores incertezas independentemente da abordagem considerada. Além disso, a *atmospheric-flow approach* é a abordagem que origina valores de acumulação de carbono mais favoráveis para Portugal, pois no período entre 1990 e 2000 houve exportação líquida de carbono. Concluiu também que os “melhores” dados estatísticos disponíveis de produção e comércio internacional de produtos florestais conduziram, no geral, a resultados mais favoráveis do que os obtidos com os dados da FAO.

Arroja *et al.* (2006) analisaram o contributo do eucalipto e dos seus produtos (pasta e papel) para a acumulação de carbono, no ano 2000. Utilizaram as abordagens *stock-change* e *atmospheric-flow* e compararam os valores obtidos por ambas as abordagens para um cenário de máxima decomposição dos produtos em aterro e para outro de mínima decomposição em aterro. Verificaram que a abordagem *atmospheric-flow approach* proporciona resultados de acumulação de carbono superiores aos da abordagem *stock-change approach* (621-654 Gg C ano⁻¹ e 39-72 Gg C ano⁻¹, respectivamente); esta diferença deve-se principalmente às exportações de pasta, papel e madeira de eucalipto neste ano.

À escala global, destacam-se os estudos realizados por Jäkel *et al.* (1999), Eggers, (2002), Pingoud *et al.* (2003) e Kohlmaier *et al.* (2007) na quantificação da acumulação de carbono associado aos produtos florestais portugueses.

De acordo com Jäkel *et al.* (1999), a abordagem *atmospheric-flow approach* foi a abordagem mais favorável para Portugal (acumulação de carbono de cerca de 500 Gg C ano⁻¹), seguida da abordagem *production approach* (acumulação de carbono de cerca de 400 Gg C ano⁻¹) e da abordagem *stock-change approach* (acumulação de carbono nula) nos produtos florestais em uso e em aterro, no ano 1990.

Pingoud *et al.* (2003), à semelhança de Jäkel *et al.* (1999), sugerem também que a *atmospheric-flow approach* é a abordagem mais favorável (acumulação de carbono de cerca de 734 Gg C ano⁻¹) no ano 2000. Contudo, com a abordagem *stock-change approach* a acumulação de carbono foi superior à obtida com a abordagem *production approach* (313 e 180 Gg C ano⁻¹, respectivamente).

Por seu lado, Eggers (2002) aplicou apenas a abordagem *production approach*, tendo concluído que a acumulação de carbono nos produtos em uso no ano 2000 foi nula, mas nos produtos em aterro foi de cerca de 300 Gg C ano⁻¹.

Kohlmaier *et al.* (2007) aplicaram as abordagens *stock-change approach* e *production approach*, tendo obtido valores de acumulação de carbono nos produtos em uso e em aterro no ano 2000 de 22,4 e 17 Tg C, respectivamente com a *production approach* e a *stock-change approach*.

A metodologia subjacente aos inventários nacionais de emissões de GEEs realizados no âmbito da CQNUAC não inclui a acumulação de carbono nos produtos florestais, pois parte do princípio que a variação dos *stocks* de carbono nestes produtos não varia, sendo o carbono emitido na sua totalidade para a atmosfera. No entanto, se for comprovado um acréscimo efectivo na acumulação de carbono nos produtos florestais, esta poderá ser incluída nos cálculos elaborados nos inventários nacionais de GEE. Com efeito, de acordo com os estudos acima referenciados começa a tornar-se evidente um acréscimo dos *stocks* de carbono nos produtos florestais, mais significativo até que a variação de *stocks* de carbono nas florestas (Dias, 2005).

3 BALANÇO DE CARBONO NA FLORESTA DE PINHEIRO BRAVO DA MATA NACIONAL DE LEIRIA

Neste capítulo pretende-se estimar o balanço de carbono na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria, entre os anos 1980 e 2003. Tendo em conta que o inventário na Mata Nacional de Leiria em cada parcela é apenas realizado de 5 em 5 anos, é necessária a integração de um modelo que permita estimar a biomassa total na Mata para cada ano. Neste sentido foram utilizados os dados de biomassa total obtidos através do actual modelo existente para a Mata Nacional de Leiria: o modelo empírico Pinaster Leiria (Freire *et al.*, 2010). O intervalo de tempo analisado neste capítulo e no Capítulo 8 é diferente do intervalo de tempo utilizado nos Capítulos 4, 5 e 6, pois os dados de biomassa total fornecidos pelo modelo para o período anterior ao ano 1980 são pouco fiáveis, tendo-se optado por não os utilizar.

3.1 METODOLOGIA

De forma a estimar os *stocks* de carbono na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria, para o período entre os anos 1980 e 2003, foram utilizados os dados de biomassa total (inclui a biomassa aérea e biomassa das raízes) fornecidos pelo modelo empírico Pinaster Leiria (Freire *et al.*, 2010) e foi aplicado o teor médio de carbono presente na biomassa seca da espécie *Pinus pinaster* cujo valor é 0,457 (Lopes e Aranha, 2006). O balanço de carbono foi obtido através da diferença de *stocks* entre dois anos consecutivos, de acordo com as IPCC *guidelines* (IPCC, 2006).

$$\Delta C(t) = C(t+1) - C(t) \quad \text{Equação 4}$$

onde,

t = ano;

$\Delta C(t)$ = acumulação de carbono na floresta de pinheiro bravo no ano t (Gg C ano⁻¹);

$C(t)$ = *stock* de carbono na biomassa total da floresta de pinheiro bravo no ano t (Gg C);

$C(t+1)$ = *stock* de carbono na biomassa total da floresta de pinheiro bravo no ano $t+1$ (Gg C).

3.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 3 apresenta as variações de *stocks* de carbono na floresta de pinheiro bravo ao longo do período analisado.

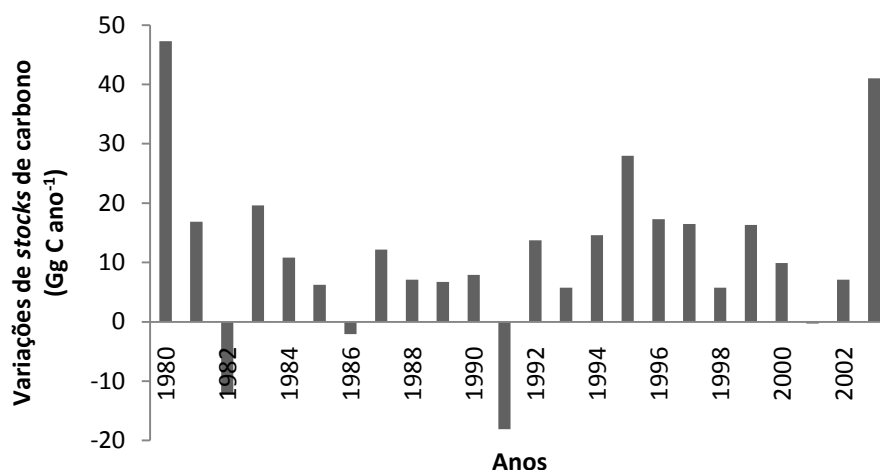


Figura 3 – Balanço de carbono na floresta de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria entre os anos 1980 e 2003.

O balanço de carbono na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria variou entre -17 e 49 Gg C ano⁻¹ entre os anos 1980 e 2003. Nos anos em que a variação de *stocks* foi negativa, a floresta comportou-se como fonte de carbono para a atmosfera. Por outro lado, nos anos em que a variação de *stocks* foi positiva, esta comportou-se como sumidouro de carbono. Assim, a floresta de pinheiro bravo comportou-se como fonte de carbono nos anos 1982, 1986, 1991 e 2001 e como sumidouro nos restantes anos. Este comportamento como fonte de carbono deve-se aos incêndios ocorridos e ao elevado volume de cortes realizados nos anos anteriores que provocaram uma diminuição na biomassa total e, subsequentemente, nos *stocks* de carbono.

4 EMISSÕES DE CO₂ DE ORIGEM FÓSSIL NA FLORESTA DE PINHEIRO BRAVO NA MATA NACIONAL DE LEIRIA

Neste capítulo pretende-se determinar as emissões de CO₂ de origem fóssil associadas às operações decorrentes da gestão florestal nos povoamentos de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, ou seja, pretende-se estimar as emissões resultantes da queima de combustíveis fósseis aquando das operações associadas à preparação do terreno, condução dos povoamentos (limpezas de matos e limpeza dos povoamentos), exploração florestal (associada a desbastes e cortes finais) e transporte da madeira no percurso entre a Mata e a indústria. Para este efeito, utilizou-se a metodologia adoptada por Dias (2005), para o período compreendido entre os anos 1972 e 2003. As emissões são expressas em termos de massa de carbono.

4.1 OPERAÇÕES REALIZADAS NO ÂMBITO DA GESTÃO DOS POVOAMENTOS DE PINHEIRO BRAVO NA MATA NACIONAL DE LEIRIA

As actividades de gestão florestal integram operações motomanuais e mecanizadas que contribuem para a emissão de CO₂ devido à queima de combustíveis fósseis. As operações mecanizadas são realizadas com máquinas motorizadas, tendo o operador apenas de conduzir e manobrar a máquina, enquanto nas operações motomanuais, o trabalho de deslocação do equipamento é efectuado pelo operador e a execução da operação propriamente dita é executada através da energia fornecida por um motor (Dias, 2005).

O tipo e a sequência de operações efectuadas na gestão dos povoamentos florestais dependem de vários factores, nomeadamente das características das espécies, das características da estação, dos objectivos da exploração, do tipo de regime e das possibilidades económicas dos proprietários (Dias, 2005).

Na Mata Nacional de Leiria, o principal objectivo da exploração do pinheiro bravo é a produção de madeira de qualidade para a indústria. Assim, no actual modelo de silvicultura da Mata Nacional de Leiria são adoptadas as seguintes actividades de gestão ao longo da revolução dos povoamentos florestais de pinheiro:

- regeneração natural
- limpeza de povoamento
- limpeza de matos
- desbastes
- corte final

A regeneração natural de pinheiro bravo surge na sequência de incêndios ou de cortes de árvores adultas, resultante do facto de caírem no solo milhares de sementes que germinam no Outono ou Primavera seguintes.

Este sistema de instalação de povoamentos apresenta vantagens comparativamente à instalação de povoamentos por sementeira ou plantação pelas seguintes razões (Oliveira, 1999):

- menores impactes ambientais;
- melhor aproveitamento do potencial genético da espécie;
- custos de regeneração mais baixos.

Em contrapartida, apresenta a desvantagem de originar povoamentos com uma estrutura irregular e com distribuição aleatória das plantas no terreno, dificultando posteriormente a condução dos povoamentos.

Por conseguinte, é necessário reduzir a elevada densidade de árvores e alinhá-las. Esta remoção é designada por limpeza de povoamento ou aproveitamento da regeneração natural e é realizada mecanicamente com o auxílio de tractores agrícolas equipados com corta-matos entre as linhas nas quais se mantém as plantas regeneradas e manualmente com motorroçadora nas linhas. Normalmente, as árvores cortadas durante esta operação não possuem valor comercial (Octávio Ferreira, comunicação pessoal).

Os desbastes consistem na remoção selectiva de algumas árvores do povoamento para que, no corte final, se obtenham árvores de elevada qualidade destinadas às utilizações mais nobres. Esta operação é efectuada através da diminuição de densidade e da escolha selectiva das melhores árvores. A diminuição da densidade permite a redução da competição entre as árvores, de modo a que estas apresentem um engrossamento uniforme ao longo dos anos. Por outro lado, a escolha das melhores árvores, permite eliminar as árvores de pior qualidade, sendo realizada de acordo com a posição no coberto, a qualidade do fuste, a conformação da copa e a sua distribuição espacial no povoamento (Oliveira, 1999).

O primeiro desbaste é feito normalmente entre os 17 e 20 anos de idade, sendo posteriormente realizado aproximadamente de 10 em 10 anos, designadamente aos 25, 30, 40, 50 e 60 anos. Esta operação é executada por intermédio de motosserras, no corte de árvores, e de tractores florestais adaptados com grua, na recarga e extracção, e permite obter receitas intermédias antes do corte final, através da venda do material lenhoso removido (Octávio Ferreira, comunicação pessoal).

Antes de cada desbaste, caso haja verba, far-se-á a limpeza do mato, recorrendo preferencialmente, e sempre que a distância entre árvores o permite, ao corte mecânico do mato com tractor

borracheiro e corta-matos, ou corte manual, se a densidade das árvores for elevada (Octávio Ferreira, comunicação pessoal).

O corte final é geralmente feito de acordo com as mesmas operações e máquinas utilizadas nos desbastes. No entanto, os tempos de execução associados à execução das operações no corte final são relativamente inferiores às dos desbastes. Para a madeira da Mata Nacional de Leiria, o descasque, ou seja, a remoção da casca, é realizado na sua totalidade nas indústrias de serração (Octávio Ferreira, comunicação pessoal).

O modelo de gestão da Mata Nacional de Leiria nem sempre foi assim, tendo sido sujeito a uma alteração no ano de 1986 no que diz respeito às operações realizadas aquando da instalação dos povoamentos florestais. Nos anos anteriores a 1986, a instalação dos povoamentos de pinheiro bravo era realizada através das seguintes operações:

- ajuntamento dos despojos do corte raso final e queima;
- preparação do terreno (corte mecânico de mato e fresagem);
- sementeira de penisco em linhas.

A eliminação dos desperdícios dos cortes finais é uma operação indispensável para a posterior preparação da estação. Os despojos dos cortes finais eram cortados com corta-matos e o seu ajuntamento e queima fora do povoamento eram feitos manualmente. (Octávio Ferreira, comunicação pessoal).

A preparação do terreno visa criar ou melhorar as condições necessárias à instalação e ao crescimento das espécies florestais e abrange as intervenções realizadas acima do solo e no próprio solo, nomeadamente o controlo da vegetação espontânea e a mobilização do solo. O corte do mato era efectuado mecanicamente com um tractor borracheiro agrícola e uma fresa (Octávio Ferreira, comunicação pessoal).

A sementeira de penisco era uma operação manual realizada após a preparação do terreno, deitando no chão 3 ou 4 sementes que eram cobertas com 2 a 3 cm de terra. Os operadores avançavam lado a lado, afastados entre si cerca de 2 metros, e assim procediam à sementeira (Octávio Ferreira, comunicação pessoal).

4.2 METODOLOGIA

A metodologia para quantificar as emissões de CO₂ associadas à queima de combustíveis fósseis utilizada neste capítulo, é a recomendada pelo IPCC na elaboração dos inventários nacionais de emissões de GEE realizados no âmbito da CQNUAC, tendo sido aplicada em outros estudos para

as indústrias do sector florestal em Portugal (Dias, 2005; Arroja *et al.*, 2006; Dias *et al.*, 2009b). Este método consiste na utilização de factores de emissão específicos para cada combustível, tendo por base o seu teor de carbono. As quantidades de combustíveis consumidas durante as operações florestais foram determinadas a partir dos tempos de trabalho necessários à execução das diferentes operações e dos respectivos consumos horários de combustíveis. Alguns destes parâmetros foram fornecidos pelos Serviços Técnicos da Marinha Grande, da Unidade de Gestão Florestal C Litoral, enquanto outros foram obtidos por Dias (2005).

4.2.1 EMISSÕES ESPECÍFICAS ASSOCIADAS ÀS OPERAÇÕES FLORESTAIS

As emissões específicas de carbono, isto é, as emissões de carbono expressas por unidade de área intervencionada ou de volume de madeira removido, com origem nas diversas operações mecanizadas ou motomanuais na Mata Nacional de Leiria, foram determinadas de acordo com a Equação 5 (Dias, 2005).

$$EE_{ij} = TT_{ii} \times C_{ij} \times MV_j \times FE_j \times PCI_j \times FCO_j \times 10^{-3} \quad \text{Equação 5}$$

onde,

EE_{ij} = emissões específicas de carbono causadas pela operação i devido ao consumo do combustível j (kg C ha⁻¹ ou kg C m⁻³ de madeira com casca);

TT_{ii} = tempo de trabalho de execução da operação i (h ha⁻¹ ou h m⁻³ de madeira com casca);

C_{ij} = consumo do combustível j na execução j (l h⁻¹);

MV_j = massa volúmica do combustível j (kg m⁻³);

FE_j = factor de emissão de carbono do combustível j (kg C GJ⁻¹);

PCI_j = poder calorífico inferior do combustível j (MJ kg⁻¹);

FCO_j = fracção de carbono oxidado do combustível j .

Por seu lado, a determinação do factor de emissão de carbono associado à queima do combustível j é descrita pela Equação 6.

$$FE_j = MV_j \times FE_j \times PCI_j \times FCO_j \times 10^{-3} \quad \text{Equação 6}$$

onde,

FE_j = factor de emissão de carbono do combustível j (kg C m⁻³);

MV_j = massa volúmica do combustível j (kg m⁻³);

FE_j = factor de emissão de carbono do combustível j (kg C GJ^{-1});

PCI_j = poder calorífico inferior do combustível j (MJ kg^{-1});

FCO_j = fracção de carbono oxidado do combustível j.

Os valores utilizados para a massa volúmica (Tabela 2) foram seleccionados por Dias (2005). Já para os factores de emissão de carbono, os poderes caloríficos inferiores e as fracções de carbono oxidado para o gasóleo e para a gasolina (Tabela 2) foram os recomendados nas *IPCC guidelines* (IPCC, 2006).

Tabela 2 - Características dos combustíveis usados nas operações florestais.

Tipo de combustível	Massa volúmica (kg m^{-3})	Poder calorífico inferior (MJ kg^{-1})	Factor de emissão de carbono (kg GJ^{-1})	Fracção de carbono oxidado
Gasóleo	850	43,0	20,2	1
Gasolina	725	44,3	18,9	1

As tabelas 3, 4 e 5 apresentam as modelos de gestão da Mata Nacional de Leiria para o pinheiro bravo, antes e após o ano de 1986, e as diversas operações subjacentes, bem como os respectivos tempos de trabalho e consumos de combustível.

Considerou-se o uso de tractor transportador como máquina de recarga e extracção a partir do ano 2000, pois a sua utilização tem vindo a aumentar na Mata Nacional de Leiria desde essa data (Octávio Ferreira, comunicação pessoal).

A informação sobre as diversas operações associadas aos modelos de gestão da Mata Nacional de Leiria, a idade do povoamento em que estas ocorrem e o tipo de equipamentos utilizados, foi obtida junto dos Serviços Técnicos da Marinha Grande, da Unidade de Gestão Florestal C Litoral. Os valores considerados para os tempos de trabalho de execução e consumos de combustível das operações de instalação e condução dos povoamentos foram fornecidos igualmente pelos Serviços Técnicos da Marinha Grande, à excepção do consumo de combustível da motorroçadora que, por inexistência de informação, se considerou igual ao consumo de combustível da motosserra.

Os valores considerados para os tempos de trabalho de execução e consumos de combustível das operações de desbastes e cortes foram obtidos por Dias (2005).

Tabela 3 - Operações associadas à instalação e condução dos povoamentos na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria antes de 1986.

Idade (anos)	Operação		Tipo de equipamento	Tipo de combustível	Tempo de trabalho (h ha ⁻¹)	Consumo de combustível (l h ⁻¹)
0	Ajuntamento dos despojos do corte raso final e queima		Tractor agrícola equipado com corta-matos de facas	Gasóleo	3	8
0	Preparação do terreno	Corte mecânico de mato	Tractor agrícola equipado com corta-matos de facas	Gasóleo	6	8
		Fresagem	Tractor agrícola equipado com fresa	Gasóleo	5,5	8
0	Sementeira de penisco e linhas		Manual	-	16	-
12-17	Limpeza de matos		Manual	-	160	-

Tabela 4 - Operações associadas à instalação e condução dos povoamentos na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria após 1986.

Idade (anos)	Operação	Tipo de equipamento	Tipo de combustível	Tempo de trabalho (h ha ⁻¹)	Consumo de combustível (l h ⁻¹)
0	Regeneração natural	-	-	-	-
6-8	Limpeza de povoamentos	Tractor agrícola equipado com corta-matos	Gasóleo	5	8
		Motorroçadora	Gasolina	20	1
12-17	Limpeza de matos	Tractor agrícola equipado com corta-matos	Gasóleo	5,5	8
		Motorroçadora	Gasolina	20	1

Tabela 5 - Operações associadas à exploração da madeira de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria.

Idade (anos)	Operação		Tipo de equipamento	Tipo de combustível	Tempo de trabalho (h m ⁻³)	Consumo de combustível (l h ⁻¹)
17-20, 25, 30, 40, 50	Desbastes	Corte, desramação, toragem	Motoserra	Gasolina	0,24	1
		Rechega e extracção	Tractor florestal com grua	Gasóleo	0,12	10
			Tractor transportador	Gasóleo	0,08	12
		Carregamento	Grua do equipamento de extracção	Gasóleo	0,02	10
			Tractor transportador	Gasóleo	0,08	12
70-80	Corte final	Corte, desramação, toragem	Motoserra	Gasolina	0,24	1
		Rechega e extracção	Tractor florestal com grua	Gasóleo	0,12	10
			Tractor transportador	Gasóleo	0,08	12
		Carregamento	Grua do equipamento de extracção	Gasóleo	0,02	10
			Tractor transportador	Gasóleo	0,08	12

4.2.2 ESTIMATIVA DAS EMISSÕES ESPECÍFICAS ASSOCIADAS AO TRANSPORTE DE MADEIRA

As emissões de CO₂ de origem fóssil associadas ao transporte de madeira foram estimadas a partir do tipo de camiões utilizados pelas empresas que efectuam a exploração da Mata, dos respectivos consumos de combustível e das distâncias médias percorridas entre a Mata Nacional de Leiria e o local onde ocorre o processamento industrial. A capacidade útil de carga dos camiões é de 24 toneladas, o combustível utilizado é o gasóleo e os consumos de combustível fornecidos pelas empresas são concordantes com os valores de Volvo (2006), ou seja, correspondem a cerca de 35 e 26 L/100 km, para um camião cheio e vazio, respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6 - Características dos camiões utilizados no transporte de madeira e distância média percorrida entre a Mata e a indústria.

Capacidade útil de carga do camião (ton)	Consumo de gasóleo (L/100Km)	Distância média entre a Mata e a indústria (km) ^(*)
24	35 (camião cheio)	54
24	26 (camião vazio)	

^(*) A distância 54 km corresponde apenas a uma viagem.

A distância média entre a Mata e a indústria foi determinada segundo a Equação 7:

$$DM = \sum(D_i \times V_i) / \sum V_i \quad \text{Equação 7}$$

onde

DM = distância média entre a Mata Nacional de Leiria e a indústria (km);

D_i = distância da empresa i à Mata Nacional de Leiria (km);

V_i = volume de madeira consumido pela empresa i no ano t ($m^3 \text{ ano}^{-1}$).

As distâncias obtidas junto das empresas e os volumes de madeira consumidos correspondem ao ano de referência 2009. Contudo, nos cálculos considerou-se a mesma distância média entre os anos 1972 e 2003, assumindo que a distância média se manteve constante ao longo deste período.

O cálculo das emissões específicas de carbono associadas ao transporte de madeira foi determinado de acordo com a Equação 8. É de salientar que se considera não só a viagem entre a Mata e as indústrias com o camião cheio, como também a viagem de regresso à Mata com o camião vazio.

$$EET = (CG_c + CG_v) \times DM \times FE_g \times MV_{\text{mad}} / (CU \times 10^6) \quad \text{Equação 8}$$

onde,

EET = emissões específicas associadas aos transportes ($kg \text{ C m}^{-3}$ madeira removida);

CG_c = consumo de gasóleo específico para um camião cheio ($L \text{ km}^{-1}$);

CG_v = consumo de gasóleo específico para um camião vazio ($L \text{ km}^{-1}$);

DM = distância média percorrida pelos camiões entre a Mata e as indústrias (km);

FE_g = factor de emissão de carbono do gasóleo ($kg\ C\ m^{-3}$).

MV_{mad} = massa volúmica da madeira de pinheiro bravo ($kg\ m^{-3}$ madeira)

CU = capacidade útil de carga do camião (ton)

O valor considerado para a massa volúmica da madeira de pinheiro bravo (em base húmida) foi de $800\ kg\ m^{-3}$ (DGF, 1991). Por seu lado, a determinação do factor de emissão de carbono associado à queima de gasóleo nos transportes é descrita pela Equação 6. Os parâmetros utilizados neste cálculo encontram-se descritos na Tabela 2.

4.2.3 EMISSÕES TOTAIS ANUAIS

As emissões totais anuais de CO_2 englobam as emissões das operações de instalação e condução dos povoamentos e exploração florestal na Mata Nacional de Leiria e as emissões decorrentes do transporte de madeira. Os volumes de desbastes e cortes finais para o período compreendido entre 1972 e 2003 foram fornecidos por Freire *et al.* (2010).

As emissões anuais de carbono associadas às operações de instalação e condução dos povoamentos da Mata (expressas por unidade de área) foram determinadas através do somatório das emissões específicas de carbono de cada operação (expressas por unidade de área) multiplicadas pela área média das parcelas sujeitas a cortes finais para cada ano (Equação 9). Salienta-se que a área a considerar aqui deveria ser a área efectivamente intervencionada em cada ano. No entanto, devido à falta desta informação, assumiu-se a área média das parcelas que foram submetidas a cortes finais ao longo do período analisado, correspondente a cerca de 77 hectares.

$$EAG_t = \sum EE_{ij} \times A \times 10^{-9} \quad \text{Equação 9}$$

onde,

EAG_t = emissões anuais de carbono associadas às operações de instalação e condução de povoamentos na Mata no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

EE_{ij} = emissões específicas de carbono causadas pela operação i devido ao consumo do combustível j ($g\ C\ ha^{-1}$);

A = área média de floresta submetida a cortes finais ($ha\ ano^{-1}$).

Por outro lado, as emissões anuais de carbono emitidas resultantes das operações de desbaste e de corte final foram calculadas a partir do somatório das emissões específicas de carbono de cada operação (expressas por unidade de volume de madeira) e dos volumes de madeira removidos da Mata, de acordo com a Equação 10.

$$EAE_t = \sum EE_{ij} \times V_t \times 10^{-9} \quad \text{Equação 10}$$

onde,

EAE_t = emissões totais anuais de carbono associadas às operações de exploração na Mata no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

EE_{ij} = emissões específicas de carbono causadas pela operação i devido ao consumo do combustível j ($g\ C\ m^{-3}$ de madeira com casca);

V_t = volume de madeira removida com casca no ano t ($m^3\ ano^{-1}$).

As emissões anuais de carbono associadas ao transporte de madeira foram determinadas considerando a Equação 11.

$$EAT_t = EET \times V_t \times 10^{-6} \quad \text{Equação 11}$$

onde,

EAT_t = emissões anuais de carbono associadas ao transporte de madeira no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

EET = emissões específicas associadas aos transportes ($kg\ C\ m^{-3}$ madeira removida com casca);

V_t = volume de madeira removida com casca no ano t ($m^3\ ano^{-1}$).

Finalmente, as emissões totais anuais de carbono na floresta de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria foram determinadas de acordo com a Equação 12.

$$ETC_t = EAG_t + EAE_t + EAT_t \quad \text{Equação 12}$$

ETC_t = emissões totais de carbono anuais decorrentes da instalação e condução de povoamentos da Mata, da exploração florestal e dos transportes ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

EAG_t = emissões anuais de carbono associadas às operações de instalação e condução de povoamentos na Mata ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

EAE_t = emissões totais anuais de carbono associadas às operações de exploração florestal na Mata ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

EAT_t = emissões anuais de carbono associadas ao transporte de madeira ($Gg\ C\ ano^{-1}$).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo pretendeu-se estimar as emissões específicas de carbono e as emissões totais de carbono ocorridas na floresta da Mata Nacional de Leiria, para o período compreendido entre os anos 1972 e 2003.

4.3.1 EMISSÕES ESPECÍFICAS DE CARBONO

A Figura 4 ilustra as emissões específicas de carbono obtidas para as operações de instalação e condução de povoamentos, antes e após o ano 1986, respectivamente.

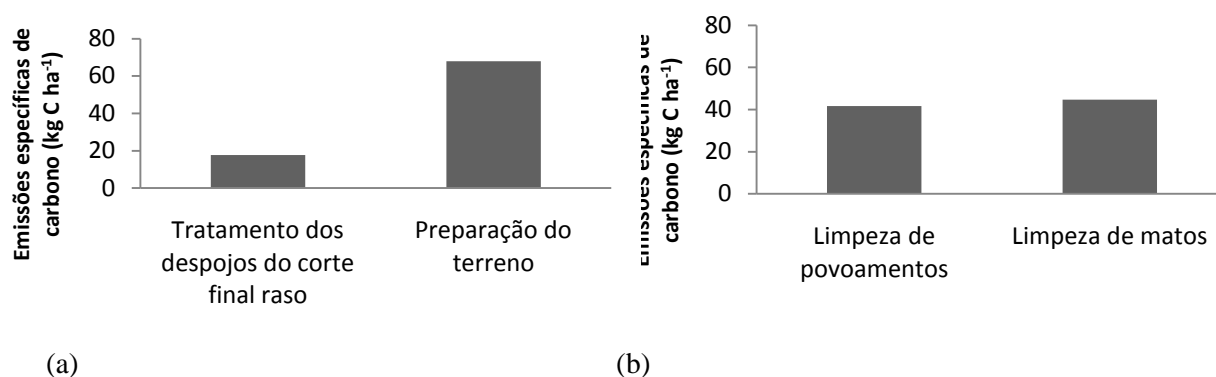


Figura 4 - Emissões específicas de carbono resultantes da instalação e condução de povoamento na Mata Nacional de Leiria antes de 1986 (a) e após 1986 (b).

Os resultados indicam que o conjunto das emissões específicas de carbono na instalação e condução de povoamentos nos modelos de silvicultura, praticados antes e após o ano 1986, são praticamente iguais (cerca de 86 kg C ha⁻¹).

Antes de 1986, a totalidade das emissões de carbono provém da instalação de povoamentos, que inclui as operações associadas ao tratamento dos despojos dos cortes rasos finais, a preparação do terreno e a sementeira. A sementeira de penisco em linha, assim como a posterior condução do povoamento através do corte de matos (não representados na figura uma vez que não gera emissões de carbono) eram realizados manualmente e, deste modo, não produziavam emissões de carbono. Assim, as emissões de carbono antes de 1986 têm origem no tratamento dos despojos dos cortes rasos finais e na preparação do terreno através do uso de tractores agrícolas, produzindo emissões específicas de carbono na ordem dos 18 kg C ha⁻¹ e 68 kg C ha⁻¹, respectivamente.

Na preparação de terreno estão incluídos dois tipos de operações: corte mecânico do mato e fresagem, produzindo assim emissões específicas de carbono substancialmente superiores às do tratamento dos despojos do corte final raso, onde se realizava apenas corte mecânico do mato cujos tempos de trabalho são inferiores aos da preparação do terreno.

No modelo de gestão praticado após 1986, a instalação dos povoamentos de pinheiro bravo passou a ser feita através de regeneração natural (não representada na figura), deixando-se assim de ser necessário praticar as operações do tratamento dos despojos dos cortes finais e a fresagem do solo.

Porém, devido à intensa proliferação de sementes por regeneração natural, é necessário efectuar a limpeza de povoamentos nos primeiros anos, o que produz de igual forma emissões de carbono.

As emissões específicas de carbono inerentes à limpeza de povoamentos e à limpeza de matos são semelhantes (42 kg C ha^{-1} e 45 Kg C ha^{-1} , respectivamente), pois os tempos de trabalho associados são igualmente semelhantes e os equipamentos utilizados são os mesmos (mesmo consumo de combustível). No entanto, é de referir que pelo facto de o consumo associado à motorroçadoura ter sido considerado igual ao da motosserra estes valores podem ser diferentes da realidade.

A Figura 5 mostra a variação das emissões específicas de carbono inerentes à exploração florestal de acordo com as várias operações.

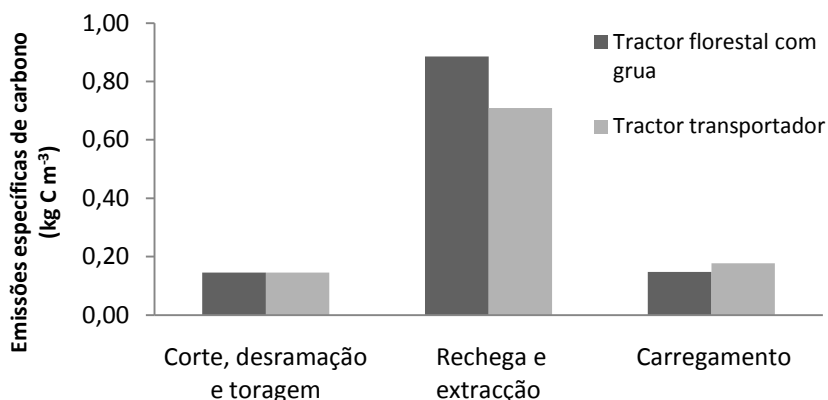


Figura 5 - Emissões específicas de carbono na exploração florestal, com o uso de tractor florestal adaptado com grua e com o uso de tractor transportador na rechega e extracção da madeira e seu carregamento para o camião.

De entre as operações consideradas na Figura 5, a rechega e extracção constitui a maior fonte emissora de carbono, pois apesar de o tempo de trabalho ser inferior ao tempo de trabalho do corte com motosserra, o combustível utilizado é o gasóleo e este possui um factor de emissão superior ao da gasolina (738 g C l^{-1} , face aos 607 g C l^{-1} emitidos pela queima de gasolina). Acresce ainda o facto de os consumos de combustível associados ao uso, quer do tractor florestal com grua, quer do tractor transportador serem significativamente superiores aos da motosserra (10 e 12 l h^{-1} , face aos 1 l h^{-1} consumidos pela motosserra).

Pode observar-se que a introdução de tractor transportador a partir do ano 2000 proporcionou uma diminuição de cerca de 20% das emissões específicas de carbono na operação de rechega e extracção. Em contrapartida, as emissões associadas à operação de carregamento aumentaram em aproximadamente 20% com a utilização do tractor transportador

É de notar que as emissões específicas de carbono (expressas em massa de carbono por m³ de madeira removida) são sempre as mesmas para os desbastes e para os cortes finais no período em análise, pois devido à falta de informação sobre os tempos de trabalho associados aos desbastes, foram considerados os mesmos tempos de trabalho dos cortes finais. Esta assumpção, poderá ter subestimado os resultados para as emissões totais anuais, pois as operações associadas aos desbastes requerem maior minuciosidade e, por isso, deverão possuir tempos de trabalho superiores.

Por último, obteve-se a emissão de 0,81 kg C m⁻³ madeira removida, no que respeita às emissões específicas de carbono como resultado do transporte de madeira nas distâncias percorridas entre a Mata e as indústrias.

4.3.2 EMISSÕES ANUAIS DE CARBONO

A variação das emissões totais anuais de carbono na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria, entre os anos 1972 e 2003, é apresentada na Figura 6.

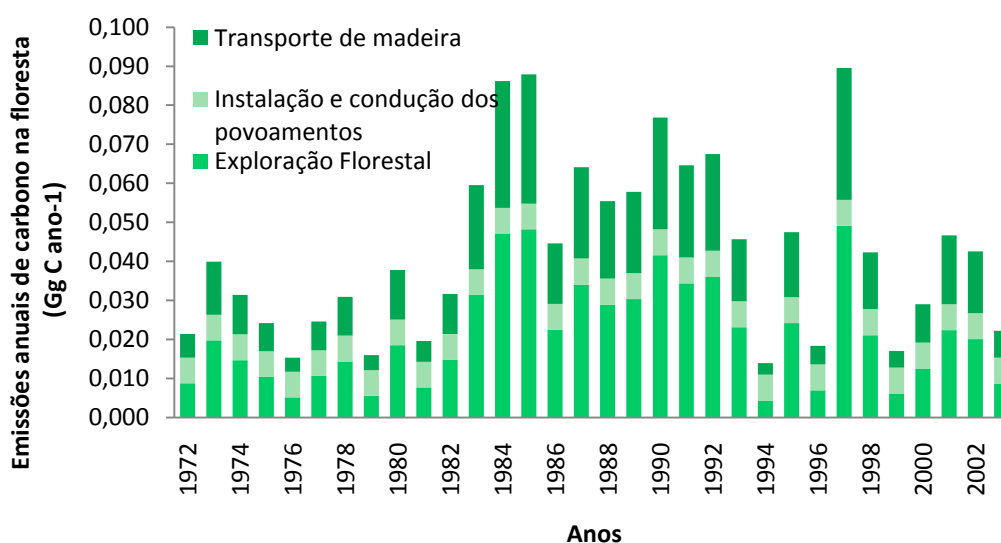


Figura 6 - Emissões totais anuais de carbono decorrentes da instalação e condução de povoamentos, exploração florestal e do transporte de madeira na Mata Nacional de Leiria entre os anos 1972 e 2003.

Pela análise da Figura 6, observa-se que a exploração florestal é a principal fonte emissora de carbono, contribuindo em média com cerca de 47% para as emissões totais de carbono ao longo do período considerado. A instalação e condução de povoamentos e o transporte de madeira, representam em média 33% e 20% das emissões totais de carbono, respectivamente. De igual

forma, Dias (2005) concluiu que a exploração florestal é a actividade que apresenta a maior contribuição (cerca de 43%) para as emissões de carbono resultantes das operações de gestão do pinheiro bravo em Portugal no ano 2000, embora não tenha considerado o transporte de madeira.

Nas emissões da instalação e condução de povoamentos, como referido anteriormente, foi considerada a mesma área de intervenção para todos os anos, que resultou da média das áreas das parcelas sujeitas a cortes finais para cada ano, podendo ter influenciado os resultados. Este facto, aliado à obtenção de emissões específicas semelhantes antes e após 1986, permitiu que as emissões anuais de carbono da instalação e condução de povoamentos se mantivessem praticamente constantes ao longo do tempo.

As emissões anuais da exploração florestal e do transporte de madeira variam de acordo com volume de desbastes e de cortes finais removido anualmente da Mata. Assim, a exploração florestal por usufruir de emissões específicas superiores às do transporte de madeira ($2,21 \text{ kg C m}^{-3}$ madeira removida até ao ano 2000 e $1,03 \text{ kg C m}^{-3}$ madeira removida após o ano 2000, face aos $0,81 \text{ kg C m}^{-3}$ de madeira removida emitidos pelo transporte de madeira), produz sempre emissões de carbono superiores.

É de salientar que nos anos 1994, 1996, 1999 e 2003 não se verificaram cortes finais na Mata, reduzindo substancialmente os volumes removidos nesses anos, diminuindo as emissões nestes anos. A Figura 7 apresenta os volumes de madeira (tronco sem casca, cepo e bicada) removidos da Mata entre os anos 1973 a 2003 (Freire *et al.*, 2010).

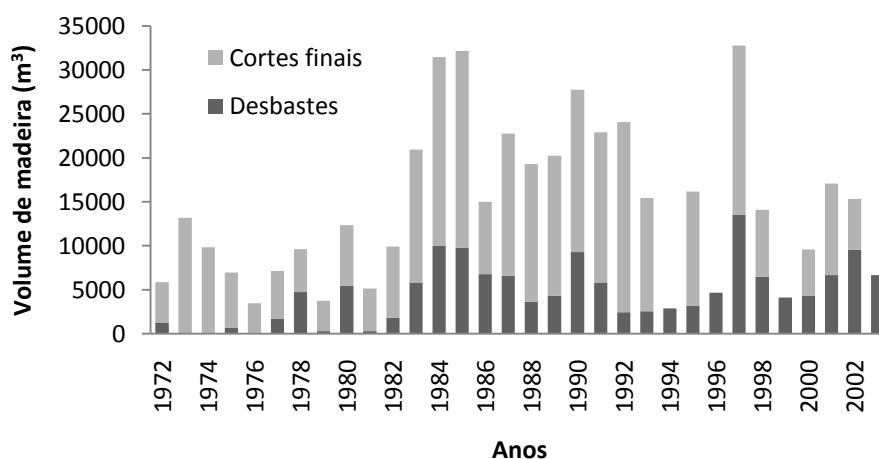


Figura 7 - Volumes de madeira de pinheiro bravo (troncos sem cepo, bicada e casca) removidos da Mata Nacional de Leiria entre os anos 1972 e 2003.

5 EMISSÕES DE CO₂ NO PROCESSAMENTO INDUSTRIAL DA MADEIRA DE PINHEIRO BRAVO

O objectivo deste capítulo consiste na quantificação das emissões de CO₂ associadas ao processamento industrial de madeira de pinheiro bravo com origem na Mata Nacional de Leiria. As emissões específicas de CO₂ (expressas em massa de carbono) foram calculadas para a produção de produtos semi-processados, nomeadamente para madeira serrada e painéis.

Em Portugal, o sector industrial dos produtos florestais inclui indústrias de primeira transformação e indústrias de segunda transformação. As indústrias de primeira transformação destinam-se à produção de madeira serrada, painéis e papel. Os painéis produzidos englobam folhas, contraplacados, painéis de partículas, painéis de fibras de média densidade (*medium density fibreboard* – MDF) e painéis de fibras duros. Por outro lado, as indústrias de segunda transformação consumidoras de madeira serrada e painéis incluem a carpintaria, o fabrico de embalagens e o fabrico de mobiliário. As indústrias de segunda transformação incluem ainda a produção de produtos finais de papel.

A transformação da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria é destinada principalmente à produção de madeira serrada (por exemplo, tábuas, palletes, vigas, ripas, postes e varas), embora exista também produção de painéis, designadamente folhas (por exemplo, portas de interior, revestimento para paredes, placas de folhas), painéis de fibras MDF, painéis de partículas e contraplacados. A produção de pasta de papel a partir da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria é pouco significativa e, por isso, não foi considerada no presente estudo.

De acordo com Dias (2005), as principais emissões de carbono no processamento industrial de madeira são:

- as emissões de CO₂ de origem renovável, isto é, as que resultam da queima ou da decomposição da madeira consumida e/ou dos materiais produzidos a partir desta;
- as emissões de CO₂ de origem fóssil, ou seja, as que decorrem da queima de combustíveis fósseis;
- as emissões de CH₄ resultantes da decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos depositados em aterro e do tratamento anaeróbio de efluentes.

Não foram consideradas as emissões de CH₄, pois de acordo com os dados recolhidos junto das empresas, não existe uma produção significativa de resíduos industriais que se destina a aterro ou que seja sujeita a tratamento anaeróbio.

De igual forma, as emissões de CH₄ associadas à queima de combustíveis fósseis e de biomassa foram menosprezadas, pois não são consideradas significativas e pelo facto dos factores de emissão possuírem um elevado nível de incerteza (IPCC, 2006).

5.1 METODOLOGIA

De forma a quantificar as emissões renováveis e de origem fóssil associadas ao processamento industrial, foram realizados questionários juntos das principais indústrias produtoras de produtos de madeira de pinho da Mata Nacional de Leiria. Porém, dada a impossibilidade de obter alguns dados das empresas, optou-se, nestes casos, por utilizar os valores obtidos por Dias (2005) para a indústria do sector florestal português.

As emissões específicas de carbono de origem renovável e de origem fóssil foram determinadas de acordo com o método adoptado por Dias (2005).

5.1.1 EMISSÕES DE CO₂ RENOVÁVEIS

As emissões de origem renovável associadas ao processamento industrial da madeira proveniente da Mata Nacional de Leiria estão associadas à queima dos resíduos de madeira gerados no descasque e nas sucessivas operações de corte nas indústrias de serração e de painéis (p.ex., serradura, costaneiras, estilhas, aparas).

A queima destes resíduos destina-se, principalmente, à produção de energia para consumo interno nas indústrias de serração e painéis. Por outro lado, as emissões de origem renovável também podem ser decorrentes da decomposição dos resíduos de madeira.

A casca é removida nas indústrias e constitui um resíduo valorizável para a secagem de madeira, através da queima, e para a produção de casca para jardins. Assumiu-se que todas as emissões renováveis de carbono associadas à casca e aos resíduos de produção ocorrem imediatamente.

5.1.1.1. EMISSÕES ESPECÍFICAS NA PRODUÇÃO DE MADEIRA SERRADA

As emissões específicas de carbono associadas à produção de madeira serrada foram determinadas segundo as Equações 13 e 14.

$$EER_{ms} = [MV_m \times C_m - (1/CE_{ms}) \times MV_{ms} \times C_{ms}] \times FR_{ms} \quad \text{Equação 13}$$

onde,

EER_{ms} = emissões específicas de carbono de origem renovável associadas à madeira serrada ($Mg\ C\ m^{-3}$ madeira consumida sem casca, bicada e cepo);

MV_m = massa volúmica da madeira ($Mg\ seco\ m^3$);

C_m = fracção de carbono presente na madeira seca;

CE_{ms} = consumo específico de madeira na produção de madeira serrada ($m^3\ madeira\ m^{-3}\ madeira\ serrada$);

MV_{ms} = massa volúmica da madeira serrada ($Mg\ seco\ m^3$);

C_{ms} = fracção de carbono presente na madeira serrada seca;

FR_{ms} = fracção de desperdícios gerados na produção de madeira serrada que são efectivamente resíduos.

A Tabela 7 apresenta os parâmetros utilizados no cálculo das emissões específicas de carbono de origem renovável associadas à madeira serrada.

Tabela 7 - Parâmetros utilizados no cálculo das emissões específicas de carbono de origem renovável decorrentes da produção de madeira serrada.

Parâmetro	Valor (*)	Referência
CE_{ms}	2,5	Dias (2005)
MV_m	0,437	Alexandre (2009)
MV_{ms}	0,437	Alexandre (2009)
C_m	0,443	Lopes e Aranha (2006)
C_{ms}	0,443	Lopes e Aranha (2006)
FR_{ms}	0,4	Dias (2005)

(*) Os valores encontram-se expressos nas unidades indicadas na definição de cada parâmetro

Por insuficiência de informação de carácter quantitativo fornecida pelas empresas, foram adoptados os valores do consumo específico de madeira para produzir madeira serrada (CE_{ms}) e a fracção de resíduos gerados no processamento industrial (FR_{ms}) utilizados por Dias (2005).

As emissões renováveis de carbono decorrentes da queima e/ou decomposição da casca na produção de madeira serrada foram determinadas através da Equação 14.

$$EAC_t = V_t \times FV_c \times MV_c \times C_c \quad \text{Equação 14}$$

onde,

$EAC_{ms,t}$ = emissões anuais da casca da queima e/ou decomposição da casca associadas à produção de madeira serrada no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

V_t = volume de madeira com casca destinada à produção de madeira (m^3);

FV_c = fracção volumétrica da casca (expressa em relação ao tronco com bicada e cepo);

MV_c = massa volúmica da casca (Mg seco m^{-3});

C_c = fracção de carbono presente na casca.

Os volumes de madeira com casca consumidos pelas empresas foram calculados através dos volumes de madeira (com casca, bicada e cepo) provenientes de desbastes e cortes finais e das fracções dos volumes de madeira removida em desbastes e em cortes finais destinadas à produção de madeira serrada (fracções 1 e 0,68, respectivamente).

Os valores utilizados nos cálculos das emissões anuais da casca apresentam-se na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros utilizados no cálculo das emissões anuais associadas à casca da madeira de pinheiro bravo.

Parâmetros	Valor	Referência
FV_c	0,204	Tomé (2007)
MV_c	0,338	Tomé (2007)
C_c	0,443	Lopes e Aranha (2006)

5.1.1.2. EMISSÕES ESPECÍFICAS NA PRODUÇÃO DE PAINÉIS

O procedimento de cálculo para estimar as emissões de CO_2 renovável associadas à produção de painéis é o mesmo que foi utilizado para a produção de madeira serrada segundo a Equação 15.

$$EER_{pi} = [MV_m \times C_m - (1/CE_{pi}) \times MV_{pi} \times C_{pi}] \times FR_{pi} \quad \text{Equação 15}$$

onde,

EER_{pi} = emissões específicas de carbono de origem renovável associadas à produção do painel i (Mg C m^{-3} madeira consumida);

MV_m = massa volúmica da madeira (Mg seco m^{-3});

C_m = fracção de carbono presente na madeira seca;

CE_{pi} = consumo específico de madeira na produção do painel i (m^3 madeira m^{-3} painel);

MV_{pi} = massa volúmica do painel i (Mg seco m^{-3});

C_{pi} = fracção de carbono presente no painel i seco;

FR_{pi} = fracção de desperdícios gerados na produção do painel i que são efectivamente resíduos.

A tabela 9 apresenta os parâmetros utilizados no cálculo das emissões específicas de carbono de origem renovável associadas à produção de cada tipo de painel (folhas, contraplacados, painéis de partículas e painéis de fibras). Os parâmetros MV_m e C_m são os mesmos utilizados para a produção de madeira serrada e devido à falta de informação sobre a produção de painéis obtida junto das indústrias foram adoptados os valores de Dias (2005) para os restantes parâmetros (Tabela 9).

Tabela 9 - Parâmetros utilizados no cálculo das emissões específicas de carbono de origem renovável decorrentes da produção dos diferentes tipos de painéis.

Parâmetro	Folhas ^(*)	Contraplacados ^(*)	Painéis de partículas ^(*)	Painéis de fibras ^(*)
CE_{pi}	1,4	1,6	1,4	1,6
MV_{pi}	0,45	0,45	0,63	0,73
C_{pi}	0,443	0,443	0,390	0,354
FR_{pi}	0,4	0,4	1,0	1,0

(*) Os valores encontram-se expressos nas unidades indicadas na definição de cada parâmetro

Os teores de carbono em cada painel foram determinados considerando que as folhas e os contraplacados apresentam o mesmo teor de carbono da madeira (0,443), enquanto os painéis de partículas e os painéis de fibras, são constituídos por 12% e 20% de inertes, respectivamente.

Destaca-se ainda que todos os desperdícios gerados na produção dos painéis de partículas e de fibras são efectivamente resíduos, ou seja, não são susceptíveis de valorização como matérias-primas em outras indústrias ($FR_{pi} = 1$). Na produção de folhas e de contraplacados, assim como na produção de madeira serrada, 60% dos desperdícios (aparas, serradura, etc.) são aproveitados para produzir painéis de partículas e de fibras, e apenas 40% dos desperdícios constituem resíduos ($FR_{pi} = 0,4$).

As emissões renováveis de carbono associadas à queima e/ou decomposição da casca na produção de painéis, foram determinadas segundo o mesmo procedimento de cálculo das emissões na produção de madeira serrada. Contudo, é de referir que esta análise foi feita apenas para os painéis que consomem madeira com casca na sua produção, desconsiderando os painéis de partículas e de fibras, pois estes têm origem em desperdícios da produção de madeira serrada, folhas e contraplacados.

Assim, por aplicação da Equação 16, obtém-se as emissões anuais de carbono associadas à casca.

$$EAC_{pi} = V_t \times FV_c \times MV_c \times C_c \quad \text{Equação 16}$$

onde,

$EAC_{pi,t}$ = emissões anuais da casca associadas à produção de contraplacados e folhas no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

i = painéis contraplacados ou painéis de folhas;

V_t = volume de madeira com casca destinada à produção contraplacados e folhas no ano t (m^3);

FV_c = fracção volumétrica da casca (expressa em relação ao tronco com bicada e cepo);

MV_c = massa volúmica da casca ($Mg\ seco\ m^{-3}$);

C_c = fracção de carbono presente na casca.

Os parâmetros associados à casca encontram-se descritos na Tabela 8.

Os volumes de madeira com casca consumidos pelas empresas foram calculados através dos volumes de madeira (com casca, bicada e cepo) provenientes de cortes finais e das fracções dos volumes de madeira removida em cortes finais destinadas à produção de contraplacados e folhas (fracções 0 e 0,32, respectivamente).

5.1.1.3. EMISSÕES TOTAIS ANUAIS DE CO_2

As emissões totais anuais de CO_2 de origem renovável foram determinadas entre os anos 1972 e 2003, considerando os volumes de madeira consumidos pelas empresas nesse período. Assim, foram obtidas as emissões de CO_2 ao longo do tempo decorrentes da decomposição ou queima de resíduos florestais e da casca inerentes à produção de madeira serrada e à produção de painéis.

As emissões anuais de carbono associadas à produção de madeira serrada determinaram-se de acordo com a Equação 17.

$$ETA_{ms,t} = EER_{ms} \times 10^{-3} \times V_{ms,t} \quad \text{Equação 17}$$

$ETA_{ms,t}$ = emissões totais anuais de carbono de origem renovável associadas à madeira serrada no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

EER_{ms} = emissões específicas de carbono de origem renovável associadas à madeira serrada ($Mg\ C\ m^{-3}$ madeira consumida sem casca, bicada e cepo);

$V_{ms,t}$ = volume da madeira consumida sem casca, bicada e cepo resultantes de desbastes e cortes finais no ano t ($m^3\ ano^{-1}$).

De acordo com a informação recolhida junto das empresas, os volumes de madeira consumidos na produção de madeira serrada correspondem à totalidade do volume de madeira removida em

desbastes e a 68% dos volumes de madeira removida em cortes finais. O volume total de madeira de pinheiro bravo removido na Mata apresenta-se na Figura 7 do Capítulo 4 (Freire *et al.*, 2010).

As emissões anuais de carbono associadas à produção de painéis foram calculadas da mesma forma que as emissões associadas à produção de madeira serrada (Equação 18)

$$ETA_{pi, t} = EER_{pi} * V_{pi, t} \quad \text{Equação 18}$$

onde,

$ETAP$ = emissões totais de carbono de origem renovável associadas à produção do painel i no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

EER_{pi} = emissões específicas de carbono de origem renovável associadas à produção do painel i ($Mg\ C\ m^{-3}$ madeira consumida);

$V_{pi, t}$ = volume de madeira consumida sem casca, bicada e cepo resultantes de cortes finais no ano t ou das perdas processuais da produção de madeira serrada, folhas e contraplacados ($m^3\ ano^{-1}$).

Com base na informação obtida junto das empresas, apenas cerca de 32% do volume de madeira removida em cortes finais se destina à produção de folhas e contraplacados, enquanto na produção de painéis de partículas e de fibras foram considerados os volumes resultantes das perdas processuais aquando da produção de madeira serrada, folhas e contraplacados.

Por último, foram determinadas as emissões totais anuais de carbono resultantes da queima ou decomposição da casca associadas à produção de madeira serrada e dos painéis de contraplacados e de folhas (Equação 19).

$$ETC_t = EAC_{ms, t} + EAC_{pi, t} \quad \text{Equação 19}$$

onde,

ETC_t = emissões totais de carbono de origem renovável associadas à queima/decomposição de casca no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

$EAC_{ms, t}$ = emissões anuais da casca associadas à produção de madeira serrada no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$);

$EAC_{pi, t}$ = emissões anuais da casca associadas à produção de contraplacados e folhas no ano t ($Gg\ C\ ano^{-1}$).

5.1.2 EMISSÕES DE CO₂ DE ORIGEM FÓSSIL

As emissões de CO₂ de origem fóssil no processamento industrial de madeira incluem as emissões associadas à queima de combustíveis fósseis dentro dos perímetros fabris e as emissões associadas às trocas de energia eléctrica com a rede nacional.

As indústrias de transformação são abastecidas com energia distribuída pelo Sistema Eléctrico Nacional e considerou-se o factor de emissão médio de CO₂ de 354,36 g CO₂ kWh⁻¹ referente ao ano 2009 (EDP, 2010). O consumo específico de energia eléctrica das empresas na produção de madeira serrada foi aproximadamente 55 kWh⁻¹.m⁻³ madeira serrada.

As indústrias de painéis, para além de electricidade, consomem energia produzida a partir da queima de combustíveis fósseis (Dias, 2005), contudo não se conseguiu obter informação sobre estes consumos nas empresas abastecidas por madeira da Mata Nacional de Leiria, tendo-se adoptado os valores usados por Dias (2005). Contudo, estes dados não são apresentados na presente tese por serem confidenciais.

5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo pretendeu-se estimar as emissões de CO₂ de origem renovável e fóssil associadas ao processamento industrial da madeira serrada e dos painéis para o período compreendido entre os anos 1972 e 2003.

5.2.1 EMISSÕES ESPECÍFICAS DE CO₂

As emissões específicas de CO₂ renovável associadas à queima e à decomposição dos resíduos decorrentes do processamento industrial (excluindo a casca) obtidas para o caso da produção de madeira serrada foram de 0,046 Mg C m⁻³ madeira consumida.

As emissões específicas de CO₂ renovável associadas à queima e à decomposição dos resíduos decorrentes do processamento industrial (excluindo a casca) obtidas para a indústria de painéis (Figura 8) variam entre 0,018 e 0,032 Mg C m⁻³ madeira consumida, onde os painéis de fibras e os contraplacados apresentam as maiores emissões específicas. Por outro lado, as folhas, seguidas dos painéis de partículas, apresentam as menores emissões específicas.

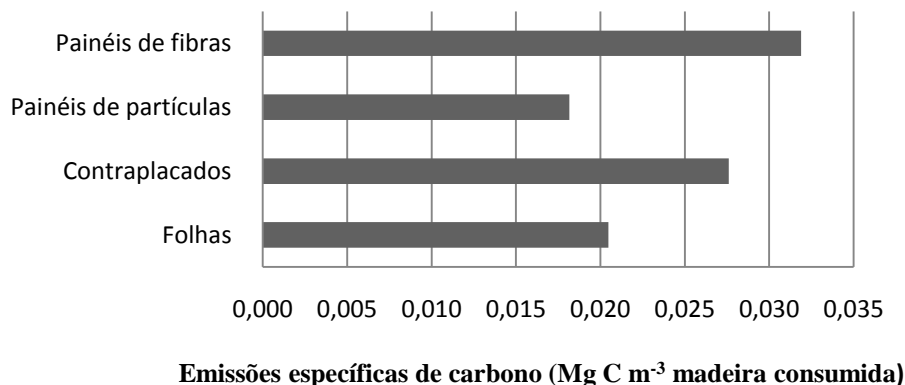


Figura 8 - Emissões específicas de CO₂ renovável associadas à produção de painéis.

As emissões específicas de origem fóssil resultantes da produção de madeira serrada são da ordem dos 7,8 kg C m⁻³ madeira consumida. As emissões específicas associadas aos painéis, como referido anteriormente, não podem ser publicadas na presente tese por constituírem dados confidenciais das empresas.

Considerando os volumes de madeira consumida (tronco sem casca e sem bicada) pelas indústrias de madeira serrada e de painéis, respectivamente, determinaram-se as emissões anuais de CO₂, quer de origem renovável, quer de origem fóssil. Pelo facto de se ter assumido valores constantes das emissões específicas de CO₂ ao longo do período considerado, as emissões vão variar essencialmente em função dos volumes removidos da Mata e, subsequentemente, consumidos pelas empresas, em cada ano.

5.2.2 EMISSÕES ANUAIS DE CO₂ RENOVÁVEL

A Figura 9 mostra variação das emissões anuais renováveis ao longo do tempo decorrentes da queima e da decomposição dos resíduos decorrentes do processamento industrial (excluindo a casca) na produção de madeira serrada e dos diferentes tipos de painéis, respectivamente.

Constata-se que as emissões associadas à produção de madeira serrada são substancialmente superiores relativamente às emissões associadas à produção dos diferentes tipos de painéis. Apesar das emissões específicas de carbono na produção de madeira serrada serem pouco superiores às dos painéis, as diferenças em termos de emissões anuais são visíveis. Este resultado deve-se ao facto de todo o volume de madeira removido em desbastes da Mata Nacional de Leiria e cerca de 68% do volume de madeira removida em cortes finais se destinar à produção de madeira serrada.

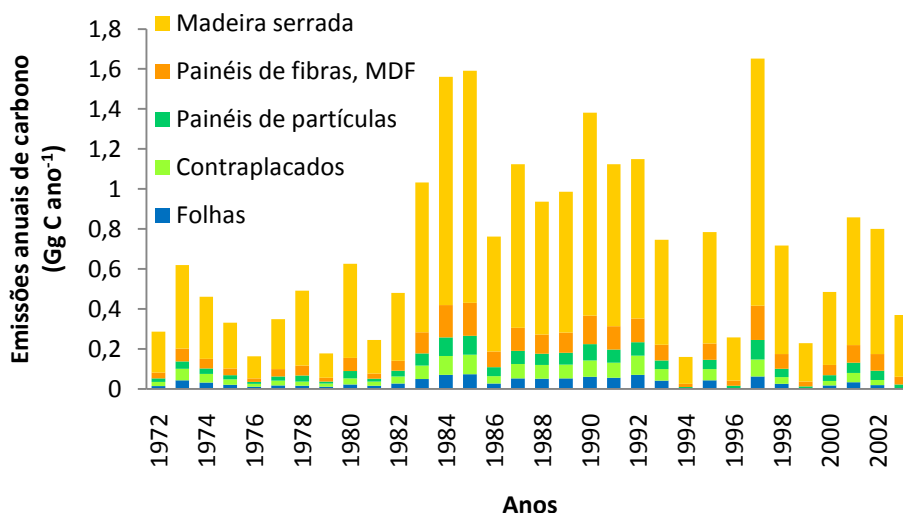


Figura 9 - Emissões totais anuais de CO₂ renováveis (excluindo a casca) na produção de madeira serrada e de painéis.

Nas emissões anuais de CO₂ nas indústrias de painéis observa-se que estão associadas as maiores emissões à produção de fibras, pois as emissões específicas na produção deste tipo de painéis eram as maiores.

Nos anos onde não houve registo de volumes removidos da Mata Nacional de Leiria, não se considerou consumo de madeira pelas indústrias produtoras de folhas e contraplacados e portanto, não foram estimadas emissões de origem renovável para estes produtos nestes anos.

No que diz respeito às emissões anuais decorrentes da casca, observa-se de igual forma que estas tomam valores maiores na produção de madeira serrada, pois maiores quantidades de troncos com casca são consumidos por este tipo de empresas (Figura 10).

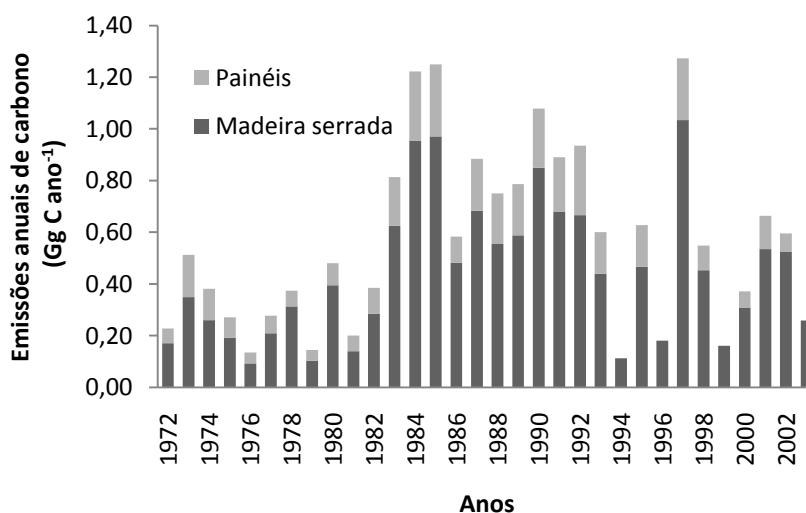


Figura 10 - Emissões totais anuais de carbono de origem renovável da casca.

Analisando a totalidade de emissões renováveis resultantes da decomposição ou queima da casca e dos resíduos florestais na fase do processamento industrial, verifica-se que as emissões renováveis de carbono dos resíduos florestais são sempre superiores às da casca no período analisado (Figura 11). Em média, os resíduos florestais contribuíram para mais de metade (cerca de 54%) das emissões renováveis totais do processamento industrial entre os anos 1972 e 2003.

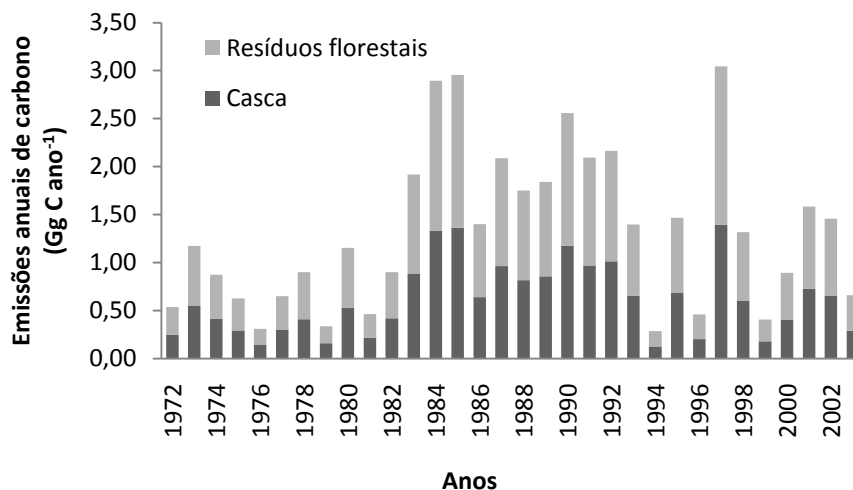


Figura 11 - Emissões anuais de carbono de origem renovável associadas aos resíduos florestais do processamento industrial e à casca, entre os anos 1972 e 2003.

5.2.3 EMISSÕES ANUAIS DE CO₂ DE ORIGEM FÓSSIL

As emissões totais anuais de origem fóssil inerentes à produção de madeira serrada e de painéis obtidas são sempre inferiores às emissões de origem renovável no período analisado. Neste caso, as maiores emissões estão associadas à produção do conjunto de painéis, pois a queima de combustíveis fósseis aliada ao consumo de electricidade constituiu um factor determinante nas emissões totais associadas aos painéis.

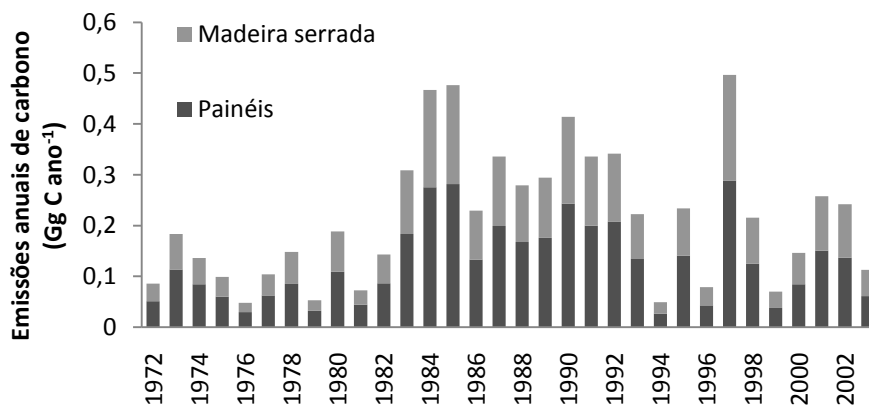


Figura 12 - Emissões totais anuais de CO₂ de origem fóssil na produção de madeira serrada e de painéis.

5.2.4 EMISSÕES TOTAIS ANUAIS DE ORIGEM RENOVÁVEL E FÓSSIL

Por último, os resultados demonstraram que, ao longo do período analisado, o conjunto das emissões renováveis e fósseis associadas ao processamento industrial foram sempre superiores na produção de madeira serrada. As emissões de carbono associadas à madeira serrada variaram entre 0,23 e 2,58 Gg C ano⁻¹, enquanto as emissões de carbono inerentes ao processamento dos painéis apresentaram uma variação entre 0,05 e 1,01 Gg C ano⁻¹.

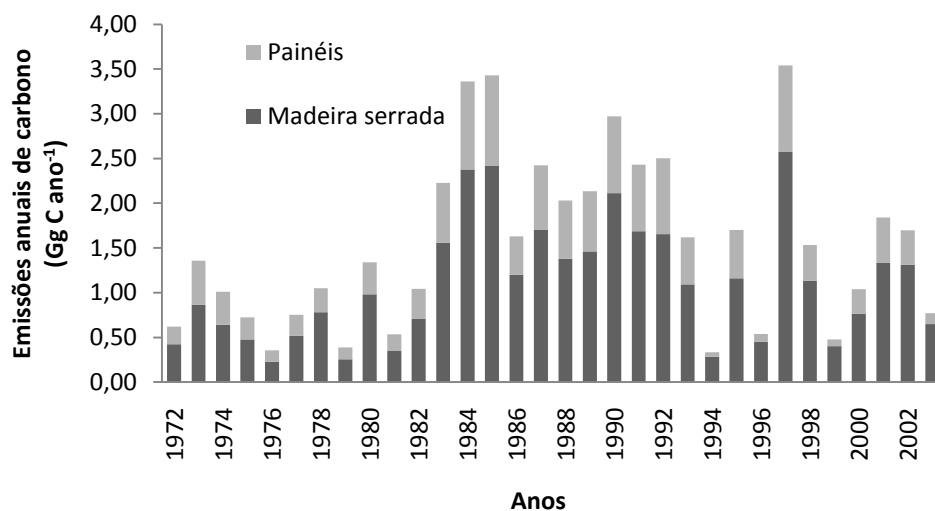


Figura 13 - Emissões totais de carbono de origem renovável e fóssil decorrentes do processamento industrial da madeira serrada e dos painéis, entre os anos 1972 e 2003.

6 BALANÇO DE CARBONO NOS PRODUTOS FLORESTAIS DA MATA NACIONAL DE LEIRIA

O objectivo deste capítulo consiste na determinação da acumulação de carbono nos produtos florestais, em uso e em aterro (aterro sanitário e lixeira), produzidos a partir da madeira de pinheiro bravo cortada na Mata Nacional de Leiria, no período entre 1972 e 2003.

6.1 METODOLOGIA

A metodologia adoptada na quantificação dos *stocks* de carbono nos produtos florestais foi realizada com base no método dos fluxos (método *inflow-outflow*), em particular com um método baseado nos tempos de vida. Assim, a variação dos *stocks* de carbono nos produtos florestais foi determinada a partir da diferença entre os fluxos de entrada e de saída de carbono, do reservatório constituído pelos produtos florestais. Por outro lado, os fluxos de saída de carbono foram obtidos com base nos tempos de vida dos produtos florestais.

Neste método, a acumulação de carbono é quantificada para quatro categorias de produtos florestais finais em uso: embalagem, construção, mobiliário e varas/postes. Esta última categoria foi considerada, pois verificou-se que a produção de varas e postes a partir da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria é significativa.

Os dados que deram origem aos cálculos do balanço de carbono nos produtos foram estimados com base na informação fornecida pelas empresas consumidoras de madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria. Nos casos em que a informação não foi disponibilizada pelas empresas, foram adoptados os valores usados por Dias (2005). Os volumes de madeira removidos da Mata entre os anos 1972 e 2003 estão apresentados na Figura 7 do Capítulo 4 e foram fornecidos por Freire *et al.* (2010).

6.1.1 CARBONO ARMAZENADO NOS PRODUTOS SEMI-PROCESSADOS PRODUZIDOS

Os destinos da madeira em bruto removida da Mata Nacional de Leiria são os seguintes:

- produção de madeira serrada (inclui varas, postes, palletes, vigas, etc.);
- produção de folheados;
- produção de contraplacados.

Os volumes do tronco de pinheiro bravo resultantes de desbastes e cortes, obtidos no inventário contínuo na Mata Nacional de Leiria (Freire *et al.*, 2010), incluem a casca, a bicada e o cepo. Contudo, o modelo de cálculo do carbono acumulado nos produtos florestais considera volumes de madeira sem casca, bicada e cepo. Assim, com o intuito de determinar a quantidade de madeira em toros que vai ser utilizada na produção dos produtos florestais semi-processados, foram aplicadas as respectivas fracções volumétricas de casca, cepo e bicada (Tabela 10).

Tabela 10 - Fracções volumétricas do cepo, bicada e casca do pinheiro bravo (Tomé, 2007)

Componente da árvore do pinheiro bravo	Fracções volumétricas
Cepo	0,0118
Bicada	0,0048
Casca	0,2207

A massa seca de madeira em toros que é incorporada na produção dos diversos produtos é obtida através da Equação 20.

$$MPF_{sp_{it}} = (VT_{Pt} \times FVC_{pi}) / CEPF_{sp_i} \times MV_p \times 10^{-3} \quad \text{Equação 20}$$

onde,

$MPF_{sp_{it}}$ = massa do produto florestal semi-processado i produzido a partir da madeira em toros no ano t ($Gg \text{ ano}^{-1}$);

VT_{Pt} = volume do tronco do pinheiro bravo sem casca, cepo e bicada no ano t (m^3);

FVC_{pi} = fracção de madeira removida da Mata que é utilizada na produção do produto florestal semi-processado i ;

$CEPF_{sp_i}$ = consumo específico de madeira na produção do produto florestal semi-processado i (m^3 madeira m^{-3} produto florestal semi-processado);

MV_p = massa volúmica do produto florestal semi-processado i ($Mg \text{ seco } m^{-3}$).

Na tabela 11 são apresentadas as fracções de madeira removida da Mata por desbastes e cortes finais pelas várias linhas de produção.

Tabela 11 - Distribuição (fracção) da madeira removida da Mata Nacional de Leiria pelas várias linhas de produção.

Destino da madeira em bruto	Madeira serrada	Folheados	Contraplacados
Desbaste	1	0	0
Corte final	0,68	0,16	0,16

Em cada linha de produção de produtos florestais ocorrem perdas processuais, ou seja, a quantidade de madeira em bruto cortada (desbastes e cortes finais) que é utilizada na produção de produtos florestais não é igual à quantidade de madeira que é incorporada nos diferentes tipos de produtos florestais. Neste sentido, é necessário aplicar um factor que converta a quantidade de madeira em bruto consumida pelas indústrias na quantidade de madeira que é efectivamente incorporada no produto final. Este factor corresponde ao consumo específico de madeira e é apresentado na Tabela 12 para cada produto florestal semi-processado (Dias, 2005).

Tabela 12 - Consumos específicos de madeira no processamento industrial.

Tipo de produto florestal semi-processado	Consumos específicos (m ³ madeira m ⁻³ madeira produto final)
Madeira serrada	2,5
Folheados	1,4
Contraplacados	1,6
Painéis de partículas	1,4
Painéis de fibras MDF	1,6

O valor usado para a massa volúmica em base seca da madeira foi 0,443 Mg seco m⁻³ (Alexandre, 2009), a massa volúmica da madeira serrada foi considerada igual à da madeira de pinheiro bravo e as massas volúmicas respeitantes aos folheados, aos contraplacados e aos painéis de partículas encontram-se na Tabela 9, do Capítulo 5. A massa volúmica respeitante aos painéis de fibras MDF é 0,700 Mg seco m⁻³ (Dias, 2005).

De forma a converter a massa seca de madeira dos produtos semi-processados em massa de carbono, foram considerados os teores de carbono considerados nas Tabelas 8 e 9.

Os destinos das perdas processuais e as respectivas fracções que vão ser incorporadas na produção de outros produtos semi-processados ou em resíduos industriais sintetizam-se na Tabela 13.

Tabela 13 - Distribuição (fracção) das perdas processuais pelas várias linhas de produção.

Destino das perdas processuais (fracção)	Folheados	Contraplacados	Painéis de partículas	Painéis de fibras, duros	Painéis de fibras, MDF	Painéis de fibras, isolantes	Queima/ Decomposição
Madeira serrada	0	0	0,3	0	0,3	0	0,4
Folheados	0	0	0,3	0	0,3	0	0,4
Contraplacados	0	0	0,3	0	0,3	0	0,4
Painéis de partículas	0	0	0	0	0	0	1
Painéis de fibras, MDF	0	0	0	0	0	0	1

A queima e/ou decomposição é o destino dado aos resíduos industriais que não são incorporados nos produtos florestais finais em uso (estilhas, serrim, pellets, lenha, etc.). As emissões de carbono destes resíduos foram determinadas no Capítulo 5 dedicado ao cálculo das emissões de CO₂ no processamento industrial, tendo-se assumido que estas emissões ocorrem imediatamente.

6.1.2 BALANÇO DE CARBONO NOS PRODUTOS FINAIS EM USO

As massas de carbono nos produtos semi-processados produzidos, quer a partir de madeira em toros quer a partir das perdas processuais, são posteriormente transferidas e distribuídas pelas diferentes categorias dos produtos finais em uso (embalagem, construção, mobiliário, varas e postes) (Tabela 14). Estes fluxos de carbono constituem os fluxos de entrada no reservatório de produtos florestais em uso.

Tabela 14 - Distribuição (fracção) dos produtos semi-processados pelas quatro categorias de produtos finais em uso.

Tipos de produtos semi-processados	Embalagem	Construção	Mobiliário	Varas e postes
Madeira serrada	0,31	0,15	0,23	0,31
Folheados	0	0,2	0,8	0
Contraplacados	0	0,25	0,75	0
Painéis de partículas	0	0,25	0,75	0
Painéis de fibras MDF	0	0,05	0,95	0

Os valores respeitantes às fracções de madeira serrada que vão ser incorporadas nos produtos finais foram estimados a partir da informação recolhida junto das empresas, enquanto os valores inerentes aos painéis foram os adoptados por Dias (2005).

Os *stocks* de carbono nos produtos florestais em uso foram estimados, para cada ano, de acordo com a Equação 21 descrita nas IPCC *guidelines* (IPCC, 2006) no método geral para estimar as variações anuais de *stocks* de carbono nos produtos em uso.

$$C(t+1) = e^{-k} \times C(t) + \left[\frac{(1-e^{-k})}{k} \right] \times \text{fluxo de entrada}(t) \quad \text{Equação 21}$$

onde,

t = ano;

$C(t)$ = *stock* de carbono no reservatório dos produtos florestais em uso no ano t de entrada dos produtos em uso (Gg C);

k = taxa de decomposição de acordo com uma função cinética de primeira ordem (ano⁻¹);

fluxo de entrada (t) = fluxo de entrada no reservatório de produtos florestais em uso no ano t (Gg C ano⁻¹).

Os fluxos de saída de carbono nos produtos florestais em uso são determinados segundo um perfil de decomposição que obedece a uma cinética de primeira ordem, ou seja, em cada ano é decomposta uma fracção proporcional ao *stock* de produtos em uso. O tempo de vida⁷ é expresso como tempo de vida médio e é igual ao inverso da taxa de decomposição (Tabela 15). O tempo de semi-vida apresenta-se apenas como uma informação suplementar.

⁷ A longevidade dos produtos florestais pode ser expressa de três modos: tempo de semi-vida, tempo de vida médio e tempo de vida máximo. O tempo de semi-vida é o tempo decorrido até que metade dos produtos florestais colocados em uso ou em aterro sejam descartados, decompostos ou queimados (Pingoud *et al.*, 2003). O tempo de vida médio é o tempo que, em média, um produto está em uso ou em aterro (UNFCCC, 2003). O tempo de vida máximo é o tempo que demora até que a totalidade dos produtos colocados em uso ou em aterro seja descartada, decomposta ou queimada (Sikkema *et al.*, 2002).

Tabela 15 - Valores para a taxa de decomposição e tempo de semi-vida dos produtos florestais em uso (Dias, 2005).

Produto	Tempo de vida médio dos produtos em uso (anos)	Taxa de decomposição dos produtos em uso, k (ano ⁻¹)	Tempo de semi-vida dos produtos em uso (anos) (*)
Madeira, embalagem	2	0,50	1,4
Madeira, construção	30	0,03	20,8
Madeira, mobiliário	20	0,05	13,9
Madeira, outros usos	25	0,04	17,3

(*) Tempo de semi-vida = tempo de vida médio $\times \ln 2$

A acumulação de carbono, ou seja, a variação dos *stocks* de carbono nos produtos florestais em uso foi determinada ao longo do período considerado, de acordo com a Equação 22 descrita igualmente nas IPCC *guidelines* (IPCC, 2006).

$$\Delta C(t) = C(t+1) - C(t) \quad \text{.....Equação 22}$$

onde,

t = ano;

$\Delta C(t)$ = acumulação de carbono nos produtos florestais no ano t (Gg C ano⁻¹);

$C(t)$ = *stock* de carbono no reservatório dos produtos florestais no ano t de entrada dos produtos em uso (Gg C);

$C(t+1)$ = *stock* de carbono no reservatório dos produtos florestais no ano $t+1$ a seguir ao ano t de entrada dos produtos em uso (Gg C).

Assumiu-se que o *stock* de carbono no primeiro ano (ano 1972) é igual a zero.

6.1.3 BALANÇO DE CARBONO NOS PRODUTOS FLORESTAIS NO DESTINO FINAL

Os destinos finais dos produtos florestais considerados no presente estudo foram o aterro sanitário, a lixeira e outros destinos, como a incineração, a compostagem ou o eventual abandono como entulho. Não se assumiu a reciclagem como destino, pois não se obteve informação junto das empresas acerca deste e porque a reciclagem de produtos de madeira actualmente não é significativa em Portugal.

Considerou-se que nos aterros sanitários a decomposição dos produtos florestais ocorre em condições anaeróbias e que nas lixeiras apenas 60% da decomposição ocorre em condições anaeróbias, tal como sugerem as IPCC *Guidelines* (IPCC, 2006). Isto significa que 40% das emissões da lixeira ocorrem a partir de decomposição aeróbia e são constituídas por CO₂. Foi convencionado ainda que a decomposição em condições aeróbias nas lixeiras ocorre no ano da

deposição dos produtos e é completa. Foi também considerado que em condições anaeróbias apenas 55% do carbono presente nos produtos florestais é efectivamente decomposto (IPCC, 2000).

O cálculo da variação de *stocks* de carbono nos produtos em aterro sanitário e em lixeira, foi realizado de acordo com as Equações 22 a 26.

$$VST(t) = ESP(t) + VSDA(t) \quad \text{Equação 22}$$

onde,

$VST(t)$ = variação total dos *stocks* de carbono em aterro no produto i, no ano t (Gg C ano^{-1});

$ESP(t)$ = fluxo de entrada de carbono do produto i para o *stock* permanente em aterro, no ano t (Gg C ano^{-1})

$VSDA(t)$ = variação do *stock* degradável em condições anaeróbias em aterro no produto i, no ano t (Gg C ano^{-1})

$$ESP(t) = ECPA(t) \times (1 - FCPAD) \times FPA \quad \text{Equação 23}$$

onde,

$FCPAD$ = fracção de carbono presente no produto i sujeito a condições anaeróbias, que efectivamente se decompõe;

FPA = fracção de produto i sujeito a condições anaeróbias no aterro, no ano t.

O fluxo de entrada de carbono no reservatório dos produtos florestais em aterro ($ECPA$) foi obtido através do fluxo de saída de carbono do reservatório de produtos florestais em uso, multiplicado pela fracção de produtos florestais enviados para aterro (Figura 14).

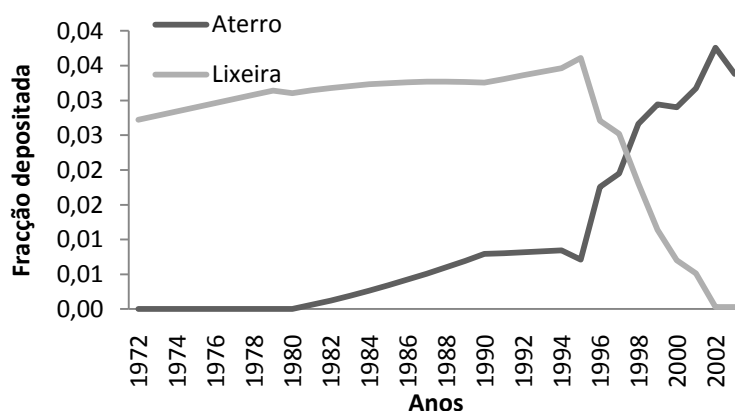


Figura 14 - Fracções de produtos florestais depositadas em aterro sanitário e em lixeira, nos anos entre 1972 e 2003.

As fracções de produtos de madeira sólida enviadas para aterro sanitário e lixeira, utilizadas no presente estudo foram estimadas por Dias (2005) para Portugal, para o período 1972 e 2003 (Figura 14). Dias (2005) considerou que 5% dos produtos de madeira sólida são integrados nos sistemas de gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e possuem o mesmo destino final, e nas mesmas proporções, que os RSU.

$$VSDA = SDA(t+1) - SDA(t) \quad \text{Equação 24}$$

onde,

VSDA = variação do *stock* degradável em condições anaeróbias no produto i, no ano t;

SDA(t+1) = *stock* de carbono degradável em condições anaeróbias no produto i, no ano t+1 (Gg C)

$$SDA(t+1) = e^{-k} \times SDA(t) + \left[\frac{(1-e^{-k})}{k} \right] \times ESD(t) \quad \text{Equação 25}$$

onde,

SDA(t+1) = *stock* de carbono degradável em condições anaeróbias no produto i, no ano t+1 (Gg C);

SDA(t) = *stock* de carbono degradável em condições anaeróbias no produto i, no ano t (Gg C);

k = taxa de decomposição de acordo com uma função cinética de primeira ordem (ano⁻¹);

ESD(t) = fluxo de entrada para *stock* degradável em condições anaeróbias em aterro, no ano t (Gg C ano⁻¹).

$$ESD(t) = EPA(t) \times FCOD \times FRA \quad \text{Equação 26}$$

onde,

EPA = fluxo de entrada do produto i para aterro no ano t (Gg C ano⁻¹)

FCPAD = fracção de carbono presente no produto i sujeito a condições anaeróbias, que efectivamente se decompõe;

FPA = fracção de produto i sujeito a condições anaeróbias no aterro, no ano t.

Os valores referentes à taxa de decomposição, tempo de vida médio e tempo de semi-vida em aterro apresentam-se na Tabela 16.

Tabela 16 - Valores para o tempo de vida médio, taxa de decomposição e tempo de semi-vida dos produtos florestais na deposição final (Dias, 2005).

Destino final	Tempo vida médio (anos)	Taxa de decomposição na deposição final (anos ⁻¹)	Tempo semi-vida (anos)
Aterro sanitário	20	0,05	14
Lixeira	20	0,05	14

No que diz respeito aos produtos florestais descartados para incineração, compostagem e entulho, estes foram calculados através da diferença entre o fluxo de saída de carbono dos produtos finais em uso e os fluxos de entrada de carbono em aterros sanitários e em lixeiras. Para estes produtos considerou-se que a sua decomposição é imediata e completa, ou seja, todo o carbono que os produtos contêm é libertado para a atmosfera no ano em que os produtos são descartados.

6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo pretendeu-se estimar o balanço de carbono nos produtos florestais, em uso e em aterro (aterro sanitário e lixeira), resultantes da transformação da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, entre os anos 1972 e 2003.

Os resultados mostraram que no período considerado, a remoção⁸ de carbono total pelos produtos florestais variou entre 0,16 e 3,88 Gg C ano⁻¹ (Figura 15). A remoção total de carbono é determinada através do somatório da variação de *stocks* de carbono nos produtos florestais finais em uso e em aterro, incluindo o aterro sanitário e a lixeira. Quando este somatório é negativo, significa que os produtos florestais comportaram-se como fontes de carbono para a atmosfera.

Nos anos 1994, 1996, 1999 e 2000 verifica-se que os produtos florestais constituíram fontes emissoras de carbono (Figura 15). Recorde-se que nestes anos não ocorreram cortes finais na Mata Nacional de Leiria, pelo que foram apenas contabilizados os volumes de madeira provenientes de desbastes, tendo influenciado significativamente os resultados. Em geral, os volumes removidos em cortes finais são consideravelmente superiores aos volumes removidos em desbastes, como se verifica na Figura 7 do Capítulo 4.

⁸ Os produtos florestais constituem apenas reservatórios, não existindo um fluxo de entrada da atmosfera para os produtos florestais. Assim, na realidade não ocorre remoção de carbono da atmosfera pelos produtos florestais. No entanto, foi assumido este conceito associado normalmente às florestas para os produtos florestais.

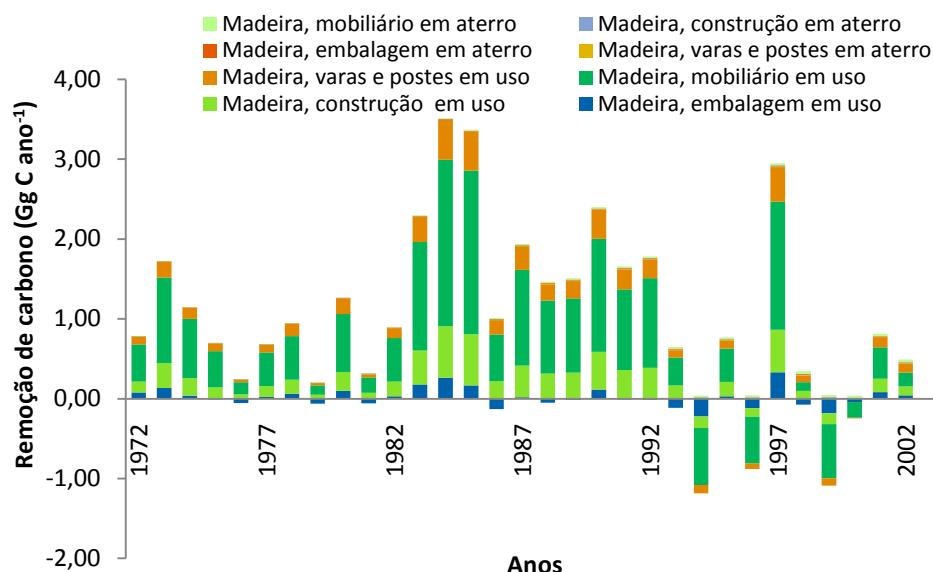


Figura 15 – Remoções de carbono associadas aos produtos florestais em aterro e em uso entre os anos 1972 e 2003.

A maior contribuição para a remoção total de carbono foi dada pelo uso de produtos destinados ao mobiliário, seguida do uso de produtos para construção, varas e postes, e por último, do uso de produtos de embalagem.

Os produtos de mobiliário foram responsáveis, em média, por 63% da remoção total de carbono no período considerado. Isto ocorreu porque a taxa de decomposição em uso destes produtos é relativamente reduzida ($0,05 \text{ ano}^{-1}$) e o fluxo de entrada de produtos de mobiliário em uso é sempre maior no período analisado (Figura 16). Os produtos de construção apresentaram a segunda maior contribuição, apresentando, em média, 21% da remoção total de carbono pelos produtos florestais. Em contrapartida, os produtos de embalagem contribuíram apenas 1%, em média, na remoção total de carbono, entre os anos 1972 e 2003. Por um lado, estes produtos possuem a maior taxa de decomposição ($0,50 \text{ ano}^{-1}$), por outro lado, o seu fluxo anual de entrada em uso é relativamente reduzido. De igual forma, a remoção de carbono pelas varas e postes foi pouco representativa no balanço global de carbono dos produtos (cerca de 15% em média no período considerado).

A acumulação de carbono nos produtos no seu destino final, em aterro sanitário e em lixeiras, não foi significativa no balanço total de carbono nos produtos. Com efeito, as fracções de deposição dos produtos finais em aterro são bastante reduzidas, variando apenas entre 0 e 0,04 (Figura 14), o que conduz a fluxos de entrada pouco representativos, quer em aterro sanitário, quer em lixeira, comparativamente ao fluxo de entrada de carbono nos produtos em uso (Figura 16).

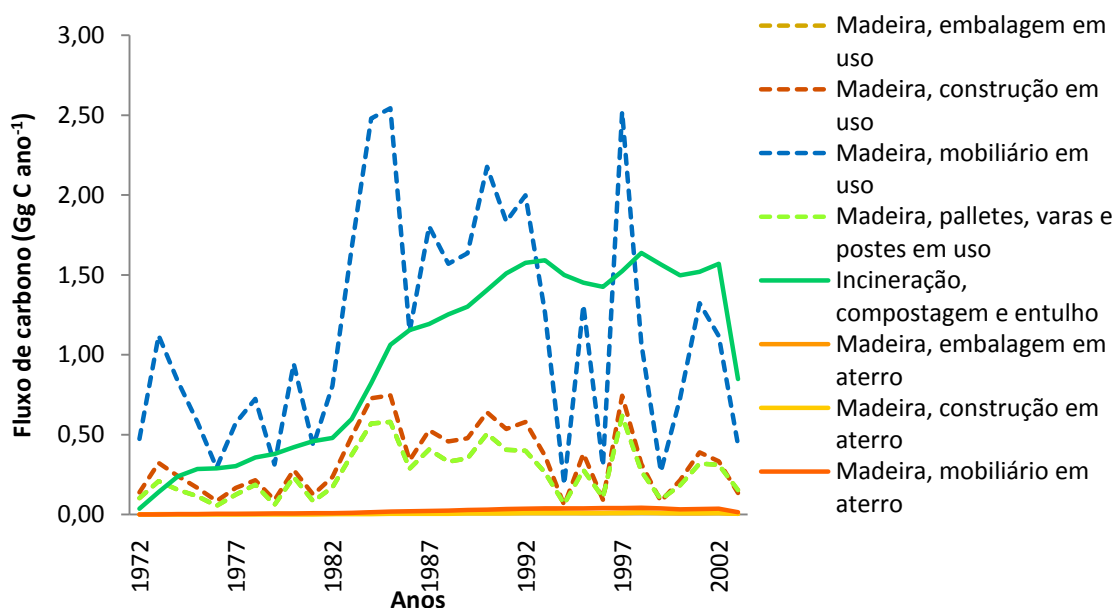


Figura 16 - Fluxos de carbono de entrada nos produtos em uso e fluxos de carbono de entrada em aterro (aterro sanitário e lixeiras) associados aos produtos florestais provenientes da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, entre os anos 1972 e 2003.

O contributo na remoção total pelos produtos florestais em cada destino final é apresentado nas Figuras 17 e 18.

Pela análise da Figura 18, verifica-se que ao longo dos anos a remoção de carbono pelos produtos em aterro sanitário tem vindo a aumentar, devido ao aumento da deposição de produtos de madeira neste destino em Portugal. Em contrapartida, a deposição de madeira em lixeiras tem vindo a diminuir desde meados dos anos 90, tendo-se deixado praticamente de descartar produtos neste destino a partir de 1999 (fracção de deposição igual a 0,01).

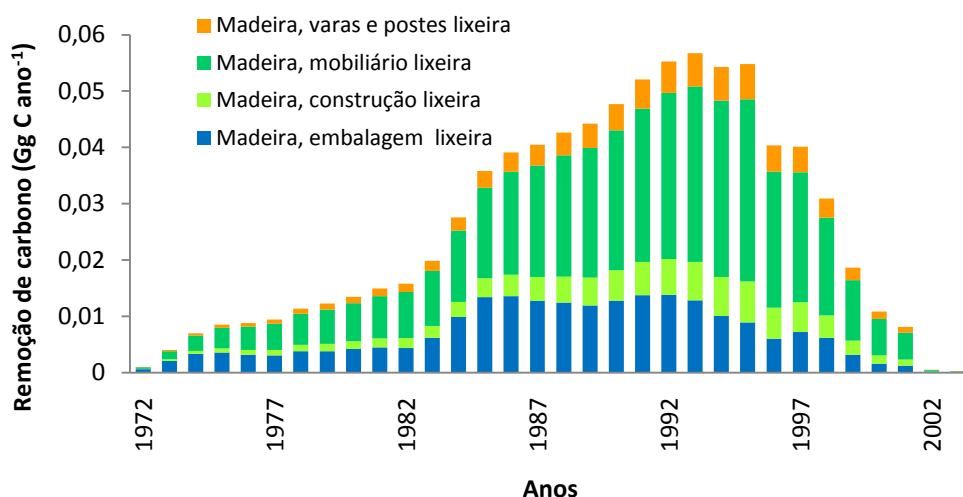


Figura 17 - Remoção total de carbono pelos produtos florestais provenientes da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria em lixeiras, no período compreendido entre os anos 1972 e 2003.

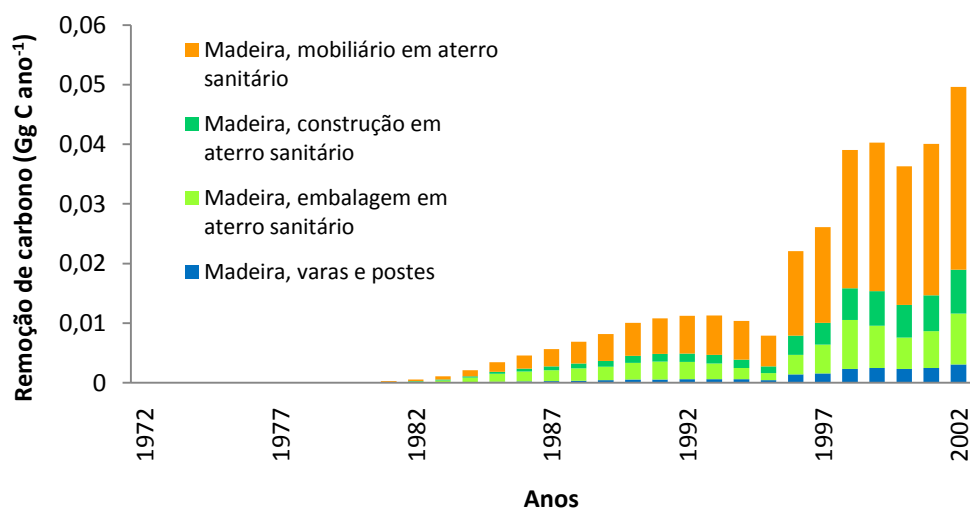


Figura 18 - Remoção total de carbono pelos produtos florestais provenientes da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria em aterro sanitário, no período compreendido entre os anos 1972 e 2003.

Outros destinos como a incineração, a compostagem ou abandono como entulho foram igualmente considerados, todavia assumiu-se que todo o carbono contido nos produtos que são descartados nestes destinos é emitido imediatamente. A figura 19 ilustra as emissões de carbono dos produtos finais que vão para incineração, compostagem e locais de entulho.

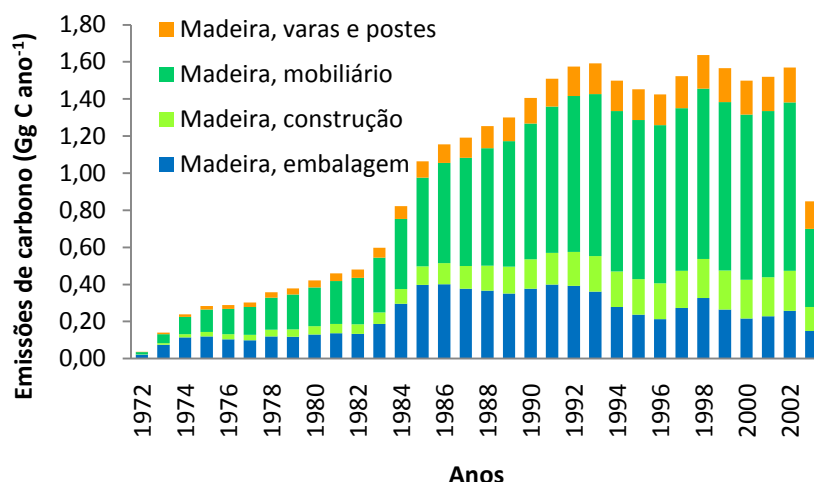


Figura 19 - Emissões de carbono de origem renovável decorrentes da decomposição ou queima dos produtos florestais para incineração, compostagem e abandono como entulho.

As emissões de carbono da decomposição dos produtos em aterro sanitário e em lixeira são calculadas pela diferença entre a entrada de carbono nesses reservatórios e a respectiva variação dos *stocks* de carbono.

Nos aterros sanitários todo o carbono sofre degradação anaeróbia e nas lixeiras apenas 60% do carbono está sujeito a esse tipo de decomposição (IPCC, 2006). Por outro lado, na decomposição anaeróbia 50% do carbono presente no biogás é libertado na forma de CH_4 e 50% na forma de CO_2 (IPCC, 2006). Assim, a percentagem de carbono emitida na forma de CH_4 é de 50% nos aterros sanitários e de 30% nas lixeiras.

O CH_4 possui um potencial de aquecimento global de 25 kg CO_2 para um horizonte temporal de 100 anos (IPCC, 2007), ou seja, 1 kg de carbono emitido na forma de CH_4 equivale a 9,1 kg de carbono emitidos na forma de CO_2 ⁹.

A Figura 20 apresenta as emissões de CH_4 resultantes da decomposição anaeróbia dos produtos florestais em aterro sanitário e em lixeira.

⁹ A emissão de 1kg de carbono na forma de CH_4 representa 16/12 kg de CH_4 e na forma de CO_2 representa 44/12 kg de CO_2 . Além disso, atendendo ao PAG do CH_4 , 1 kg de CH_4 equivale a 25 kg de CO_2 . Deste modo, 1 kg de carbono emitido na forma de CH_4 corresponde a $25 \times (16/12) / (44/12)$ kg de carbono emitidos na forma de CO_2 .

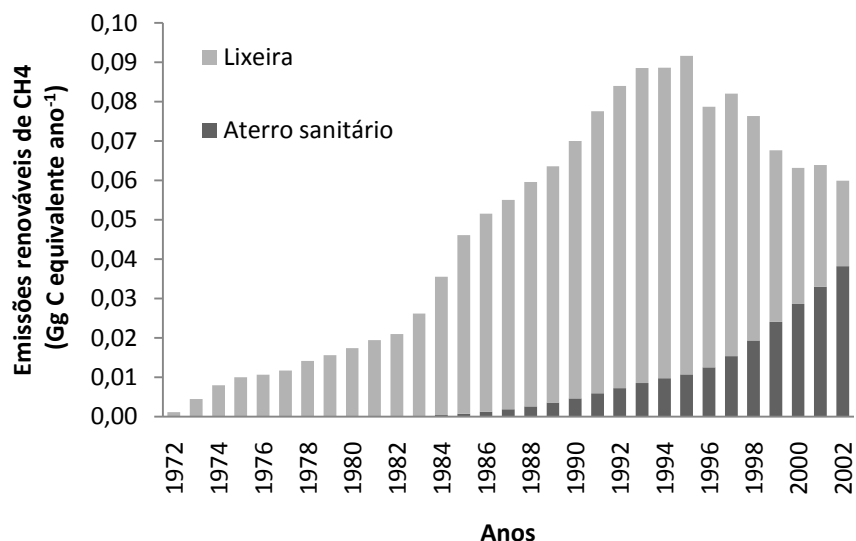


Figura 20 - Emissões de CH₄ em aterro sanitário e em lixeira expressas em massa de CO₂ equivalente.

Como se verifica as emissões de CH₄ em lixeiras foram sempre superiores às emissões em aterro sanitário até ao ano 2000. A partir desse ano as emissões passaram a ser mais representativas em aterro sanitário. Tal facto ocorreu porque em Portugal a fracção de produtos de madeira depositada em lixeiras começou a diminuir nos finais dos anos 90, sendo que a acumulação de carbono nos produtos de madeira neste destino foi igualmente superior até essa data.

7 BALANÇO GLOBAL DE CARBONO NO SECTOR DO PINHEIRO BRAVO DA MATA NACIONAL DE LEIRIA

Neste capítulo pretende-se determinar o balanço de GEE, nomeadamente CO₂ e CH₄, no sector florestal do pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, para o período compreendido entre os anos 1980 e 2003. Neste sentido, foram seguidos os fluxos de carbono associados ao ciclo de vida da madeira de pinheiro bravo proveniente da Mata Nacional de Leiria, desde a floresta até ao destino final dos produtos florestais, incluindo as emissões de carbono de origem fóssil.

7.1 METODOLOGIA

7.1.1 FLORESTA

A metodologia inerente à quantificação do balanço de carbono associada à floresta de pinheiro bravo para o período entre 1980 e 2003 encontra-se descrita no Capítulo 3. A biomassa total na floresta de pinheiro bravo foi obtida através da integração da informação obtida nos inventários florestais realizados na Mata Nacional de Leiria com o modelo empírico Pinaster Leiria. Por sua vez, o balanço de carbono foi obtido através da diferença dos *stocks* de carbono entre os anos do período analisado.

Nesta fase, foram também consideradas as emissões de carbono de origem fóssil associadas à floresta, contabilizadas no Capítulo 4.

As emissões de carbono de origem fóssil contemplam as emissões decorrentes das operações da gestão florestal, desde as operações de instalação e condução dos povoamentos do pinheiro bravo, de preparação do terreno até às operações de exploração florestal. As emissões resultantes do transporte da madeira entre a Mata e a indústria foram igualmente contabilizadas.

Nesta fase, foram também consideradas as emissões de carbono de origem renovável que incluem as emissões da decomposição aeróbia dos resíduos florestais (bicada, cepo e agulhas) resultantes das operações de corte e, que são deixados no solo florestal a sofrer decomposição ou são queimados. No presente trabalho assumiu-se que estas emissões ocorrem no ano do corte, devido à inexistência de informação sobre as taxas de decomposição associadas aos resíduos florestais.

7.1.2 PROCESSAMENTO INDUSTRIAL DA MADEIRA

A metodologia utilizada na determinação dos fluxos de carbono associados aos diferentes produtos semi-processados na fase do processamento industrial, assim como as emissões de origem renovável e fóssil dessa mesma fase, entre os anos 1980 e 2003, foi descrita no Capítulo 5.

As emissões de carbono decorrentes do processamento industrial englobam:

- as emissões de CO₂ de origem renovável, isto é, as que resultaram da queima ou da decomposição dos resíduos industriais do processamento de madeira e da casca;
- as emissões de CO₂ de origem fóssil, ou seja, as que decorrem da queima de combustíveis fósseis na produção interna de energia e nos transportes dentro dos perímetros fabris e no consumo de electricidade da rede.

7.1.3 USO E DESTINO FINAL DOS PRODUTOS

De forma a contabilizar a variação de *stocks* de carbono associada aos produtos em uso e em aterro, produzidos a partir da madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, foi aplicada a metodologia constante do Capítulo 6. A variação dos *stocks* de carbono nos produtos florestais foi determinada a partir da diferença entre os fluxos de entrada e de saída de carbono, do reservatório constituído pelos produtos florestais (método *inflow-outflow*). Por outro lado, os fluxos de saída de carbono foram obtidos com base nos tempos de vida dos produtos.

Foram igualmente consideradas as emissões de carbono no destino final dos produtos florestais que incluem:

- as emissões de carbono (na forma de CO₂) resultantes da incineração, compostagem ou abandono em entulho, tendo sido calculadas pela diferença entre a saída de produtos de uso e a entrada de produtos em aterro e em lixeira (ambas expressas em massa de carbono);
- as emissões de carbono no aterro sanitário e em lixeiras (na forma de CO₂ e CH₄).

A metodologia associada ao cálculo das emissões de carbono em aterro encontra-se descrita no Capítulo 6. Os principais pressupostos de base para o cálculo das emissões de CH₄ foram os seguintes:

- nos aterros sanitários todo o carbono sofre degradação anaeróbia e nas lixeiras apenas 60% do carbono está sujeito a esse tipo de decomposição (IPCC, 2006).

- na decomposição anaeróbia 50% do carbono presente no biogás é libertado na forma de CH_4 e 50% na forma de CO_2 (IPCC, 2006), ou seja, a percentagem de carbono emitida na forma de CH_4 é de 50% nos aterros sanitários e de 30% nas lixeiras.

7.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O balanço global de carbono dado pelo balanço de carbono na floresta e nos produtos deduzido das emissões adicionais de carbono emitidas na forma de CH_4 e das emissões de carbono de origem fóssil no sector florestal do pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, para o período 1980 e 2003, variou entre -17 e 48 Gg C ano^{-1} (Figura 21). Assim, nem sempre este sector contribuiu para a remoção de carbono no período analisado. Nos anos 1982, 1986 e 1991, a perda de biomassa por incêndios ou cortes na floresta foi superior ao crescimento florestal e à acumulação de carbono nos produtos (em uso e em aterro), o que conduziu a variações de *stocks* de carbono negativas.

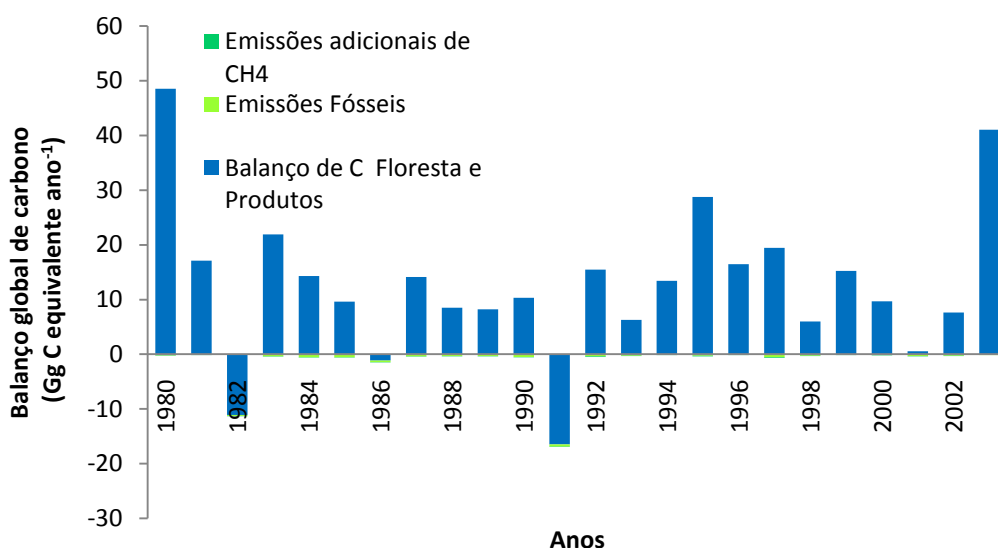


Figura 21 – Balanço global de carbono na floresta de pinheiro bravo na Mata Nacional de Leiria. Valores positivos representam remoção de carbono e valores negativos representam emissão de carbono.

Pela análise da Figura 21 a remoção ou emissão de carbono pela floresta e a remoção de carbono pelos produtos (em uso e em aterro) contribuiu significativamente para os resultados, sendo que a maior remoção de carbono ocorreu na floresta. No período compreendido entre os anos 1980 e 2003, o balanço de carbono associado à floresta variou entre -18 e 47 Gg C ano^{-1} e o balanço de carbono associado aos produtos florestais variou entre -1 e 3 Gg C ano^{-1} .

Por outro lado, as emissões fósseis e as emissões adicionais de CH₄ apresentaram pouca influência no balanço global de carbono (-0,08 a -0,02 Gg C equivalente ano⁻¹).

Como já foi referido, a maior parte da remoção de carbono (cerca de 90% em média para o período analisado) é devida ao crescimento florestal de pinheiro bravo na Mata. Os produtos em uso e em aterro apresentaram uma contribuição relativa de remoção de carbono pouco significativa, nomeadamente 9% e 1% em média, respectivamente (Figura 22). No entanto, é de salientar que os produtos florestais permitiram sempre a remoção de carbono, exceptuando nos anos em que não ocorreram cortes finais na Mata nacional de Leiria, o que reduziu substancialmente o consumo de madeira de pinheiro bravo por parte das empresas de produtos florestais.

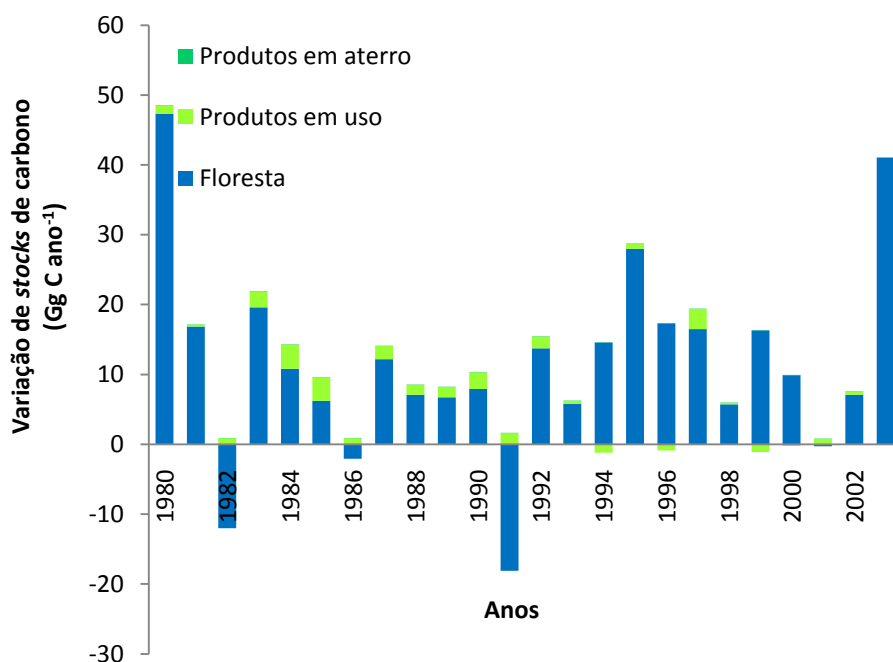


Figura 22- Variação de *stocks* de carbono nos produtos (em uso e em aterro) e na floresta.

Assim, a variação de *stocks* de carbono associada aos vários reservatórios ao longo das fases do sector florestal é mais significativa na floresta, seguida dos produtos em uso e, por fim, dos produtos em aterro. Os produtos do tipo mobiliário (em uso e em aterro) contribuíram significativamente para a remoção de carbono ao longo do período analisado.

No que diz respeito às emissões renováveis (Figura 23), que englobam as emissões de CO₂ de origem renovável e as emissões de CH₄, observou-se que na grande maioria dos anos, as emissões de CO₂ renováveis provenientes do processamento industrial foram superiores às emissões na

exploração florestal e no destino final. Como se referiu no Capítulo 5, a maioria das emissões de CO₂ renovável no processamento industrial está associada às emissões dos resíduos decorrentes do processamento da produção de madeira serrada. A partir do ano 1993 (excepto o ano 1997), o destino final dos produtos (aterro sanitário e lixeiras) constituiu a maior fonte de carbono renovável, sendo que o CH₄ foi o gás que contribuiu mais para estas emissões. Este resultado é nítido nos anos 1994, 1996, 1999, quando não ocorreram cortes finais, tendo-se reduzido o consumo de madeira de pinheiro bravo por parte das empresas, e subsequentemente, diminuindo as emissões renováveis de CO₂ no processamento industrial. Salienta-se que apesar de no ano 2003 também não tenha ocorrido cortes finais, as emissões do destino final são semelhantes às emissões renováveis no processamento industrial. Este facto ocorre porque nesse ano apenas estão contempladas as emissões renováveis de carbono originadas nos destinos entulho, compostagem e incineração.

Assim, embora os produtos florestais acumulem carbono em aterro, estes constituem igualmente fontes emissoras de carbono não só na forma de CO₂ mas também na forma de CH₄, cujo PAG é 25 vezes superior ao do CO₂.

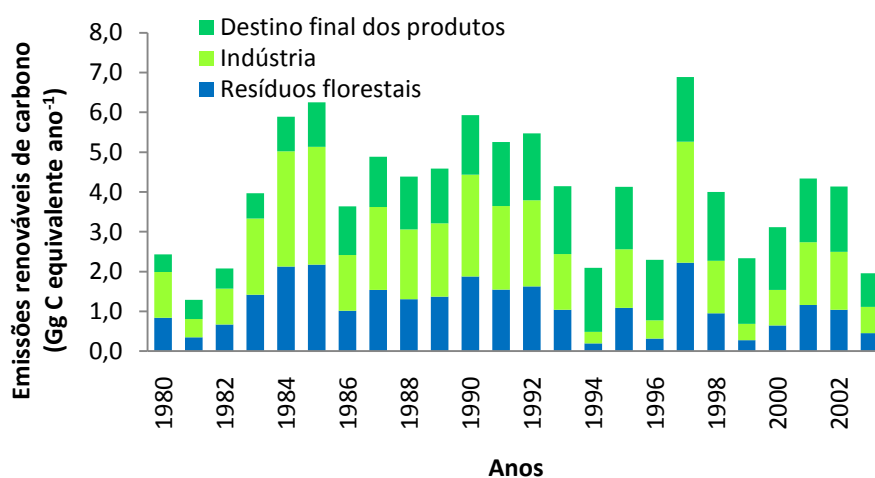


Figura 23 - Acumulação de carbono nos produtos florestais em aterro e emissões adicionais de CH₄ em aterro, entre os anos 1980 e 2003.

As emissões fósseis têm origem principalmente na indústria (em média cerca de 83%) (Figura 24). Como se verificou no Capítulo 5, estas resultam sobretudo da queima de combustíveis fósseis e do consumo de electricidade associados à produção de painéis. As emissões fósseis decorrentes das operações de exploração florestal e de gestão na Mata, incluindo o transporte de madeira, não foram significativas (em média representam apenas 17% das emissões fósseis totais) comparativamente às emissões fósseis resultantes do processamento industrial.

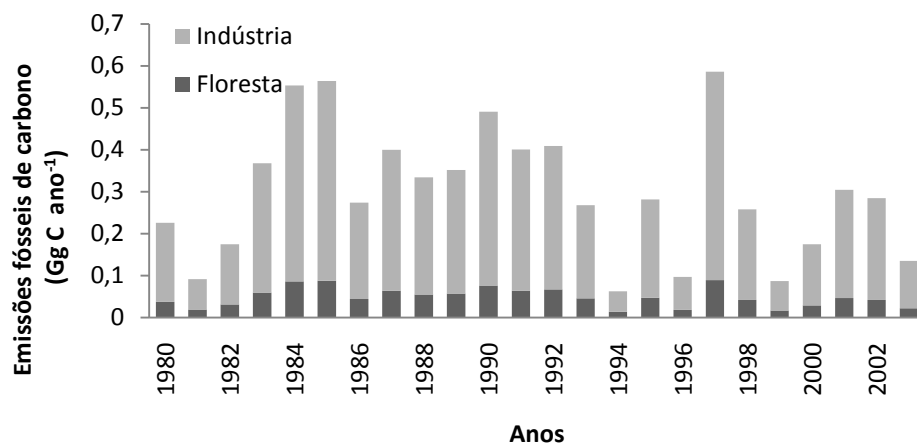


Figura 24 - Emissões fósseis associadas ao processamento industrial e às operações de exploração e gestão na Mata Nacional de Leiria.

8 VALIDAÇÃO DO MODELO 3-PG NA FLORESTA DE PINHEIRO BRAVO DA MATA NACIONAL DE LEIRIA

Neste capítulo pretende-se analisar a eficiência do modelo 3-PG na simulação do crescimento da espécie *Pinus pinaster* na Mata Nacional de Leiria. Para tal, avaliou-se a capacidade do modelo em estimar as variáveis biomassa das folhas (Wl), biomassa do lenho (Ws), volume do povoamento (V) e área basal (G) ao longo do tempo, através de análise quantitativa (estatísticas de validação) e qualitativa por meio de gráficos.

8.1 O MODELO 3-PG

O modelo 3-PG desenvolvido por Landsberg e Waring (1997), é um modelo de crescimento florestal baseado em processos.

O modelo 3-PG é relativamente simples, pois requer poucos parâmetros e variáveis de inicialização fáceis de se obter. Este modelo prevê o desenvolvimento temporal do povoamento florestal em estudo com *outputs* mensais ou anuais de interesse para o gestor florestal, tais como o índice de área foliar, a área basal, o diâmetro quadrático médio, o volume e o seu acréscimo médio anual. Outras variáveis principais de resposta incluem a produtividade primária líquida, a alocação de carbono para folhas, tronco e raízes, número de árvores por hectare, a água disponível no solo e a transpiração com uma periodicidade mensal (Landsberg e Waring, 1997; Landsberg *et al.*, 2001; Sands e Landsberg, 2002; Landsberg *et al.*, 2003; Sands *et al.*, 2004a).

Pode constituir, também, uma importante ferramenta na análise da influência de futuros cenários climáticos no crescimento e na produtividade primária líquida do povoamento (Amaral *et al.*, 2005). Possui ainda a vantagem de poder ser obtido gratuitamente na internet em <http://www.csiro.au/products/3PGProductivity.html>.

É um modelo de aplicação generalizada, ou seja, não é específico para uma espécie ou local, necessitando de ser parametrizado para espécies florestais individuais (Sands, 2004).

A nível global, o modelo 3-PG foi aplicado à espécie *Eucalyptus globulus* por Sands e Landsberg (2001) na Austrália e por Guimarães *et al.* (2006) no Brasil, assim como a outras espécies, nomeadamente *Pinus radiata*, *Pinus taeda*, *Pinus abies* e *Eucalyptus grandis* por Landsberg *et al.* (2003), para diversas regiões do mundo.

Em Portugal, este modelo foi aplicado às espécies *Eucalyptus globulus* e *Pinus pinaster* por Fontes *et al.* (2006) e Alexandre (2009), respectivamente.

O modelo 3-PG tem sido sujeito a várias modificações, nomeadamente à sua implementação num ambiente de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) que deu origem à versão 3-PG Spatial (Tickle *et al.*, 2001).

O modelo 3-PG é formado por cinco sub-modelos: produção de biomassa, alocação de biomassa (alocação de biomassa entre folhas, raízes e lenho¹⁰), mortalidade do lenho, balanço de água no solo e, por último, um sub-modelo de conversão da biomassa em variáveis de interesse para a gestão.

De seguida, descrevem-se os processos fisiológicos associados aos sub-modelos: produção de biomassa, alocação de biomassa, mortalidade do lenho e balanço de água no solo.

a. Produção de biomassa

A Radiação Fotossinteticamente Activa incidente (RFA ou Φ_p (mol m^{-2})) é determinada a partir da radiação solar global incidente, (Q $\text{MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$), assumindo que 1 MJ de radiação solar é equivalente a 2,3 mol de RFA. A RFA absorvida pelo copado (Φ_{pa} (mol m^{-2})) é determinada a partir do Índice de Área Foliar (IAF) e da RFA através da lei de Beer¹¹. O cálculo da produtividade primária bruta (P_G ($\text{t}_{\text{DM}} \text{ha}^{-1}$)) é feito a partir do valor da RAF e da eficiência quântica do copado (α_c (mol mol^{-1})), que pode ser modificada por condições ambientais. Assim, P_G é proporcional à radiação absorvida pelas copas (Φ_{pa} (mol m^{-2})), sendo 1 mol C equivalente a 24 g_{DM} . O factor de proporcionalidade é a eficiência quântica do copado, α_c . Esta é definida como um valor máximo, sendo reduzida tendo em conta diversos modificadores ambientais $-fx$ ($0 \leq fx \leq 1$) –, função do défice de saturação de pressão de vapor (f_{VPD}), da água disponível no solo (f_{SW}), da temperatura média do ar (f_{T}), do número de dias com geada por mês (f_{F}), da fertilidade da estação (f_{N}) e da idade do povoamento (f_{age}).

A Produtividade Primária Líquida (PPL ou P_N) é uma fracção constante Y ($=0,47$) da Produtividade Primária Bruta (PPB ou P_G) (Sands e Landsberg 2002).

¹⁰ No modelo 3-PG, o lenho inclui o tronco, a casca, cepo, bicada e os ramos da árvore.

¹¹ A lei de Beer descreve uma relação exponencial entre a transmissão de luz através de uma substância e a concentração dessa substância, assim como também entre a transmissão e a longitude do corpo que a luz atravessa. A lei de Beer é expressa pela equação $A = \alpha lc$, onde A é a absorvância, α é o coeficiente de absorção da substância ($\text{L mol}^{-1} \text{cm}^{-1}$), l é a distância que a luz atravessa no corpo (cm) e c é a concentração da substância absorvente no meio (mol l^{-1}).

b. Alocação de biomassa

A alocação da PPL para as raízes é determinada pelas condições de crescimento que são expressas na disponibilidade em água do solo, no défice de pressão de vapor e na fertilidade da estação, de acordo com princípios bem estabelecidos. A fracção de PPL alocada para as raízes (η_R) aumenta quando a fertilidade do solo e/ou a disponibilidade de água no solo são baixas. A alocação de biomassa para as folhas (η_F) e tronco com ramos (η_S) varia com as condições de crescimento e depende do tamanho médio das árvores, de tal forma que η_F diminui e η_S aumenta com a idade do povoamento.

Landsberg e Waring (1997) determinaram originalmente o η_F e η_S a partir da fracção das derivadas das funções alométricas para a biomassa das folhas, ramos e tronco médias (w_F a w_S (kg_{DM} por árvore)), em função do diâmetro médio (d (cm)). O diâmetro médio é determinado a partir da biomassa do tronco (w_S) ao nível do povoamento, que é dividida pelo número de árvores actual, e invertendo a relação alométrica entre w_S e d . Obtém-se, assim, a razão η_{FS} ($=\eta_F/\eta_S$) entre a partição para as folhas e para o tronco que constitui igualmente uma função alométrica de d . Qualquer relação entre w_F e d , determinada antes do fecho do copado, deixa de fazer sentido logo após o fecho do copado (Sands e Landsberg, 2002).

c. Mortalidade do lenho

As alterações no número de árvores do povoamento no tempo são calculadas utilizando um sub-modelo derivado da lei dos 3/2¹² (lei do auto-desbaste) e taxas de crescimento de troncos. Recorre à equação que determina a alocação do carbono para as folhas e tronco e a restrições aos padrões de crescimento. Para um determinado valor de densidade do povoamento (N) é calculado um limite superior (w_{Sx} (kg_{DM} árvore⁻¹)) da biomassa de troncos (w_S). A lei do autodesbaste é parameterizada por uma estimativa de w_{Sx} para a árvore média em povoamentos em auto-desbaste com 1000 árvores por hectare. Se, num dado momento, a biomassa do tronco da árvore média é maior que w_{Sx} , a população é reduzida até um número consistente com w_{Sx} . Uma vez que a mortalidade altera tanto o número de árvores como a biomassa, pode ser necessário recorrer a uma aplicação iterativa da lei do auto-desbaste para assegurar que a lei é cumprida para o novo estado. Quando há remoção

¹² A Lei dos 3/2 descreve o aumento na biomassa da planta com a diminuição da sua densidade em povoamentos puros de elevada densidade através da equação $w = K\rho^\alpha$, onde K é uma constante que varia com a espécie e α é o declive da recta de auto-desbaste em coordenadas logarítmicas, cujo valor é próximo de -3/2, independentemente da espécie, idade ou condições do local (Yoda *et al.*, 1963).

de árvores, assume-se que cada tronco retirado tem aproximadamente 20% da biomassa do tronco médio e que não ocorre perda de folhas. Isto simula o facto de que as árvores que morrem são normalmente as mais fracas e mais pequenas e com muito poucas folhas (Sands e Landsberg, 2002).

d. Balanço de água no solo

O 3-PG inclui um modelo simples de balanço de água no solo que actua com um ciclo mensal. A precipitação mensal (incluindo a irrigação) contrapõe-se à evapotranspiração mensal que é calculada através da equação de Penman-Monteith (Penman, 1948). A interceptação pela copa é uma percentagem fixa da precipitação, podendo também, a partir de determinado valor, ser função do índice de área foliar. A água do solo em excesso é perdida como escoamento superficial. Assume-se que o défice de pressão de vapor (f_{VPD}), a água disponível no solo (f_{SW}) e a idade do povoamento (f_{AGE}) afectam a condutância dos estomas. A condutância da copa (g_C ($m\ s^{-1}$)) é determinada a partir de uma condutância dos estomas potencial que é ajustada pelo modificador da idade (f_{AGE}) e pelo menor dos modificadores ambientais f_{SW} e f_{VPD} , e aumenta com o aumento do índice de área foliar até ao máximo da condutância da copa (g_{Cx} ($m\ s^{-1}$)) (Sands e Landsberg 2002).

8.2 METODOLOGIA

8.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Mata Nacional de Leiria localiza-se no distrito de Leiria, entre as latitudes 39°42'45"N e 39°53'N e longitudes 8°03'30"W e 9°03'W (Almeida *et al.*, 2002), no limite Sul duma grande faixa litoral de dunas arborizadas com pinheiro bravo, que se estende para Norte até Ovar (Figura 25).

A instalação da Mata Nacional de Leiria teve início no século XIII, no reinado de D. Afonso III. Contudo, foi durante o reinado de D. Dinis (1279 - 1325) que foram feitas as grandes sementeiras de pinheiro bravo com o propósito de impedir o movimento das dunas do litoral e de abrigar contra os ventos marítimos, de forma a proteger os terrenos agrícolas interiores. A sua constituição serviu, ainda, interesses marítimos e comerciais da época, designadamente, a construção naval.

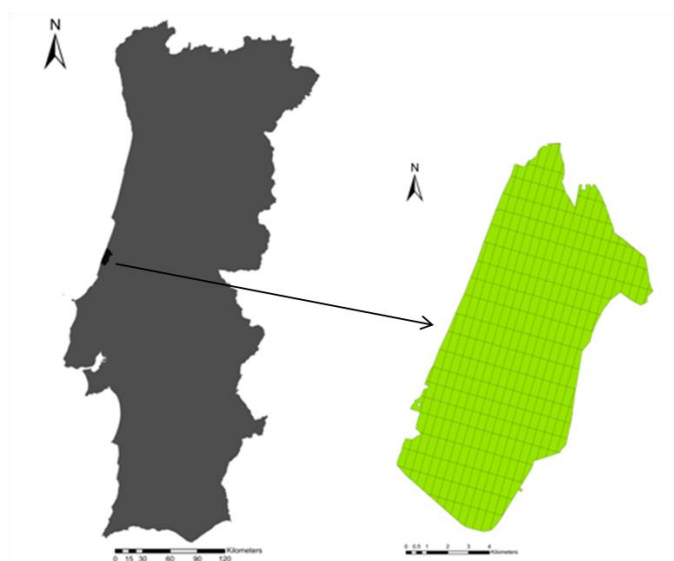


Figura 25 - Localização da área de estudo.

Para além de produzir material lenhoso de elevada qualidade e de fixar os sistemas dunares, esta Mata constitui um espaço florestal de elevada dimensão, onde se pratica, desde longa data, uma gestão sustentada dos espaços florestais. Paralelamente, constitui um local com grande potencial para o desenvolvimento do recreio e do turismo de natureza. Assim, em 2006, a floresta da Mata Nacional de Leiria foi seleccionada como Floresta Modelo, no Plano Regional de Ordenamento Florestal do Centro Litoral (DGRF, 2006).

Segundo dados da última revisão do Ordenamento de 1990, a Mata Nacional de Leiria possui uma área total de 11029,09 hectares, dos quais 10827,7 hectares estão presentemente arborizados e abrangem 98,2% da mata, enquanto os restantes estão ocupados por casas de guardas e terrenos de agricultura, bem como pelos espaços livres das linhas dos aceiros e arrifes. Da área arborizada, 8702,34 hectares são explorados para produção de madeira de pinheiro bravo, o que corresponde a 80,4% da área arborizada, enquanto aproximadamente 1976 hectares constituem zona de protecção. A restante área corresponde a rede viária e divisional, zona de explorabilidade física, área social e área agrícola (Gomes, 1990). Os diversos tipos de ocupação do solo da Mata Nacional de Leiria apresentam-se no Anexo III.

O desenho actual da mata resulta da rede divisional constituída por aceiros de orientação Este-Oeste com 10 m de largura e arrifes perpendiculares com 5 m de largura. A dimensão média de um talhão é de 400 m x 900 m, correspondendo a cerca de 36 hectares (Ferreira e Galante, 2005).

A Mata, actualmente, encontra-se dividida em 440 parcelas (Freire *et al.*, 2010) e é amostrada sistematicamente através de um inventário contínuo que se realiza com uma periodicidade de cinco

anos a partir de parcelas circulares com 250, 500, 1000 ou 2000 m², designadas por provas. Em cada ano é amostrado um quinto da Mata. Em cada parcela são medidos o diâmetro à altura do peito (dap) e a altura em “árvores amostra”, isto é, são medidas as alturas correspondentes à primeira, à sexta e à décima primeira árvore em cada classe de diâmetro (João Freire, comunicação pessoal)

De acordo com Páscoa *et al.* (2004) a Mata Nacional de Leiria constitui umas das principais matas de Portugal, representando um dos primeiros exemplos de monocultura do pinheiro bravo no país e na Europa. Para além do pinheiro bravo, esta zona é igualmente ocupada por carvalho português (*Quercus lusitanica*), pinheiro manso (*Pinus pinea*) e eucalipto (*Eucalyptus globulus*).

O clima, segundo a classificação bioclimática da Terra, elaborada por Rivas-Martínez, é Mediterrâneo pluri-estacional oceânico mesomediterrânico inferior sub-húmido superior (Almeida *et al.*, 2002), caracterizado, assim, por uma precipitação média anual compreendida entre os 700 e 800 mm, concentrados no Outono e Inverno. A temperatura média do ar oscila entre os 9,2 °C e os 20,5°C (Figura 26) e a humidade relativa do ar entre 80 e 85% (Páscoa *et al.*, 2004).

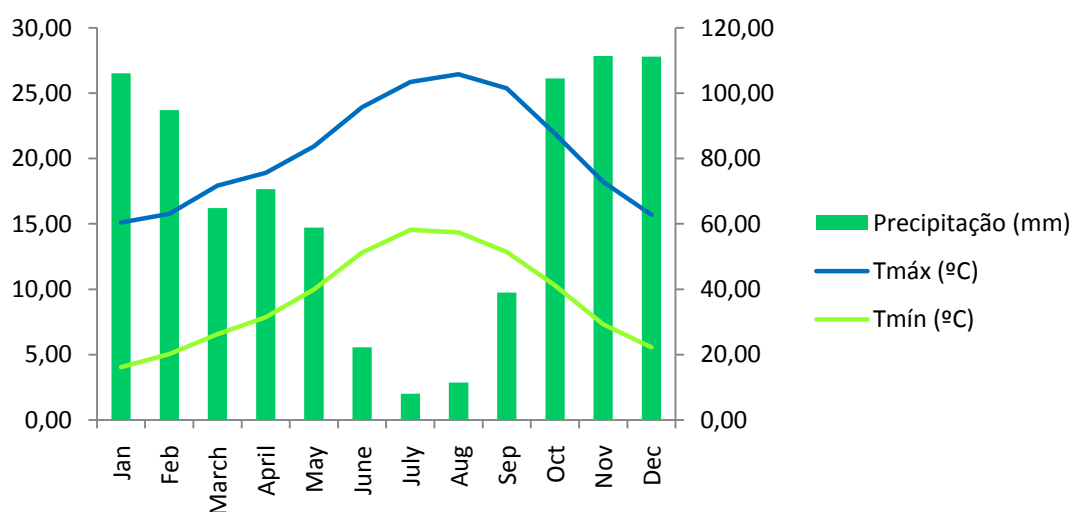


Figura 26 - Precipitação total média mensal, temperatura mínima média e temperatura máxima média entre os anos 1972 e 2006.

Os solos da Mata Nacional de Leiria foram objecto de vários estudos, sobretudo de natureza morfológica, tendo sido generalizadamente classificados como Podzóis ou Solos Podzolizados (Azevedo, 1944; Cabrita, 1956; Oliveira, 1967; Cardoso *et al.* 1973). Porém, estudos mais recentes revelam que na realidade os solos que aí predominam são os Arenossolos (Madeira *et al.*, 2009).

8.2.2 DADOS

No presente trabalho, foi utilizada a actual versão do modelo 3-PG (3PGpjs versão 2.5) desenvolvida por meio de macros do *Visual Basic* em planilhas de Excel (Landsberg e Waring, 1997; Sands, 2004a; Sands, 2004b) que se encontra disponível na internet em <http://www.csiro.au/products/3PGProductivity.html>.

De forma a correr o modelo 3-PG são necessárias três categorias de dados: parâmetros da espécie em estudo, variáveis de inicialização características do povoamento e do local e dados climáticos.

8.2.2.1. PARÂMETROS DE ENTRADA

Os parâmetros utilizados na aplicação do modelo característicos da espécie *Pinus pinaster* Aiton foram calibrados por Alexandre (2009). Estes parâmetros incluem variáveis fisiológicas e resultaram de dados medidos em ensaios localizados em São Salvador e Alcácer do Sal (Portugal), de ajustes por meios iterativos, de dados da espécie *Pinus radiata* que é fisiologicamente semelhante à espécie *Pinus pinaster* e da literatura. Os parâmetros de entrada requeridos pelo modelo e característicos do pinheiro bravo apresentam-se no Anexo V.

8.2.2.2. VARIÁVEIS DE INICIALIZAÇÃO DO POVOAMENTO E DO LOCAL

As variáveis edáficas características do local, nomeadamente a latitude, a classe do solo, os valores mínimo e máximo de água disponível no solo, foram consideradas as mesmas para todos os povoamentos da Mata (Tabela 17). A taxa de fertilidade varia entre 0,4 e 0,6 e foi estimada para cada povoamento através da seguinte equação:

$$FR = 0,4 + \left(\frac{S_{\text{médio}} + 20}{20} \right) \quad \text{Equação 27}$$

onde,

FR = taxa de fertilidade;

$S_{\text{médio}}$ = índice médio da qualidade da estação do povoamento.

As variáveis características do povoamento, nomeadamente a densidade (N), a biomassa das folhas (Wl), biomassa das raízes (Wr) e biomassa do lenho (Ww) correspondentes ao ano em que se inicializa o modelo, assim como o ano de plantação, foram obtidas de acordo com a informação disponível no inventário contínuo da Mata nacional de Leiria. É de salientar que as variáveis de

biomassa por componente da árvore foram calculadas através de equações alométricas descritas no Anexo IV.

A Tabela 17 apresenta as variáveis características do local e do povoamento que devem ser inseridas na secção *Stand initialisation and site factor data* do modelo 3-PG.

Tabela 17 - Variáveis de inicialização do povoamento e do local requeridas pelo modelo 3-PG.

Variável	Valor	Unidades
<i>Year planted</i> ^(*)	-	ano
<i>Month planted</i> ^(*)	-	mês
<i>Initial year</i> ^(*)	-	ano
<i>Initial month</i> ^(*)	-	mês
<i>End age</i> ^(**)	-	ano
<i>Latitude</i>	39	graus
<i>Fertility rating</i>	0,4-0,6	fracção
<i>Soil class</i>	Sand	-
<i>Maximum ASW</i>	50	mm
<i>Minimum ASW</i>	0	mm
<i>Initial ASW</i>	50	mm
<i>Initial WF</i> ^(*)	-	Mg ha ⁻¹
<i>Initial WR</i> ^(*)	-	Mg ha ⁻¹
<i>Initial WS</i> ^(*)	-	Mg ha ⁻¹
<i>Initial stocking</i> ^(*)	-	Nº árvores ha ⁻¹

^(*) Variáveis características do povoamento; ^(**) Assumido

O modelo 3-PG considera os desbastes no campo designado por *Silvicultural events* e, para tal, requer informação sobre a idade do povoamento em que ocorre o desbaste, o número de árvores por hectare que fica em povoamento após desbaste e as proporções de biomassa das componentes da árvore média folhas (P_f), raízes (P_r) e lenho (P_s) que saem no desbaste no respectivo ano.

O cálculo P_f , P_r e P_s foi determinado de acordo com a seguinte equação (Sands, 2004b):

$$P_i = \frac{(W_{i \text{ antes}} - W_{i \text{ após}}) / (N_{\text{antes}} - N_{\text{após}})}{W_{i \text{ antes}} / N_{\text{antes}}} \quad \text{Equação 28}$$

onde,

P_i = fracção da biomassa da componente i que saiu em desbaste;

i = folhas, raízes e lenho;

$N_{\text{após}}$ = número de árvores por hectare após o desbaste;

N_{antes} = número de árvores por hectare no ano do desbaste antes do desbaste;

$W_{i \text{ após}}$ = biomassa da componente i no ano a seguir ao desbaste (Mg ha^{-1});

$W_{i \text{ antes}}$ = biomassa da componente i no ano do desbaste antes do desbaste (Mg ha^{-1}).

Por outro lado, os valores de desbaste associados às biomassas para os anos imediatamente antes e após os desbastes foram determinados de acordo com as equações da Tabela IV.1 do Anexo IV.

8.2.2.3. DADOS CLIMÁTICOS

As variáveis climáticas foram obtidas a partir de dados disponibilizados pelo Instituto de Meteorologia de Portugal, medidos pela estação meteorológica de Alcobaça, localizada a sul da Mata Nacional de Leiria, latitude $39^{\circ} 33' 0''$ N e longitude $8^{\circ} 59' 0''$ W, com exceção dos dados de radiação solar que foram obtidos pela estação meteorológica de Lisboa. Na Figura 27 apresentam-se os valores médios mensais das variáveis climáticas requeridas pelo modelo 3-PG, entre os anos 1972 e 2006.

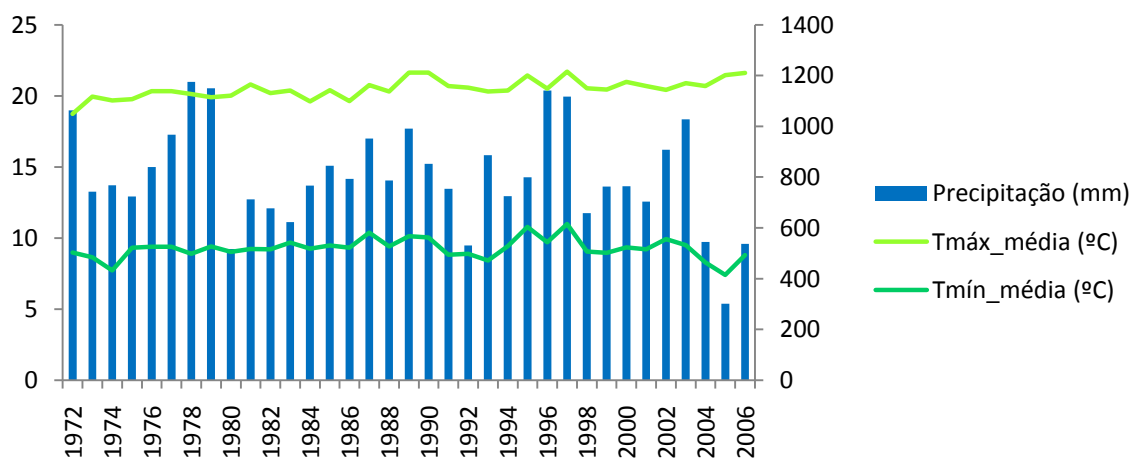


Figura 27 - Média dos dados climáticos para a Mata Nacional de Leiria entre os anos 1972 e 2006.

8.3 VALIDAÇÃO DO MODELO 3-PG

A validação é uma das etapas importantes a considerar na avaliação de um modelo e consiste em executar o modelo em condições semelhantes às utilizadas na sua calibração, comparando os

resultados obtidos com dados observados ao longo do tempo que não tenham sido usados na calibração.

Na validação do modelo 3-PG para a espécie *Pinus pinaster* foram utilizados os parâmetros de entrada calibrados por Alexandre (2009) (Anexo V) e os dados disponibilizados pelos inventários florestais sucessivos na Mata Nacional de Leiria (dados observados), entre os anos 1972 e 2006.

Assim, com base na informação dos inventários florestais da Mata Nacional de Leiria, foi seleccionado um conjunto de 72 povoamentos¹³ representativos da área de exploração da Mata para validar o modelo 3-PG.

A selecção dos povoamentos foi realizada de acordo com os seguintes critérios:

1. Povoamentos com mais do que uma parcela que foram sujeitos a inventários florestais antes do ano 1980¹⁴ foram eliminados;
2. Povoamentos onde ocorreu um número mínimo de inventários florestais consecutivos igual a cinco e sem cortes finais entre os inventários foram incluídos;
3. Povoamentos com dez ou mais provas amostradas em cada inventário florestal¹⁵ foram incluídos.

A análise do comportamento do modelo 3-PG na simulação do crescimento da espécie *Pinus pinaster* foi realizada para as variáveis biomassa das folhas (Wl), biomassa do lenho (Ws), volume do povoamento (V) e área basal (G). A escolha destas variáveis deve-se ao facto de a biomassa das folhas e biomassa do lenho constituírem as principais variáveis preditas pelo modelo. Por outro

¹³ A designação utilizada na Mata Nacional de Leiria é “parcela”, no entanto optou-se por usar o termo “povoamento”, pelo facto de a primeira designação ser ambígua.

¹⁴ Após o ordenamento em 1980 na Mata Nacional de Leiria verificou-se uma alteração na nomenclatura das parcelas. Na impossibilidade de estabelecer uma relação entre a nomenclatura antes e após 1980 para as parcelas dos talhões com mais do que uma parcela, foram eliminados inicialmente todos os inventários anteriores a 1980 ocorridos em talhões com mais do que uma parcela.

¹⁵ Ao longo dos inventários florestais realizados na Mata Nacional de Leiria tem-se verificado um decréscimo do número de provas amostradas. Inicialmente, eram amostradas duas provas em cada hectare, posteriormente a amostragem foi de uma prova por hectare e, por fim, passou-se a amostrar 0,5 provas por hectare. Verificou-se, assim, que nem todas as provas amostradas no último inventário o foram em todos os inventários precedentes.

lado, o volume e a área basal são estimadas a partir destas variáveis, assim se a predição das biomassas for boa, as outras variáveis, em princípio, também o serão.

A análise da performance do modelo foi realizada de acordo com os seguintes critérios:

1. Coeficiente de correlação (R)

$$R = \sqrt{1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad \text{Equação 29}$$

2. Eficiência de modelação ou a proporção da variação explicada pelo modelo

$$EM = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n r_p^2}{\sum_{i=1}^n (y - \bar{y})^2} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y - \hat{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y - \bar{y})^2} \quad \text{Equação 30}$$

onde n é o número total de resíduos de predição, y é o valor observado, \bar{y} é a média dos valores observados e \hat{y} é o valor estimado.

A Eficiência de Modelação (EM) fornece um índice da performance do modelo simples com uma escala relativa, onde 1 indica um ajustamento perfeito, 0 significa que o modelo não é melhor do que uma simples média e valores negativos indicam que o modelo não ajusta adequadamente (Soares *et al.*, 2006).

3. Média dos resíduos de predição

$$\bar{r}_p = \frac{\sum_{i=1}^n r_p}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n (y - \hat{y})}{n} \quad \text{Equação 31}$$

onde r_p são os resíduos de predição, n é o número total de resíduos de predição, y é o valor observado e \hat{y} é o valor estimado.

A média dos resíduos de predição avalia o enviesamento do modelo e deve ser próxima de zero.

4. Média do valor absoluto dos resíduos de predição

$$\overline{|r_p|} = \frac{\sum_{i=1}^n |r_p|}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n |y - \hat{y}|}{n} \quad \text{Equação 32}$$

onde r_p são os resíduos de predição, n é o número total de resíduos de predição, y é o valor observado e \hat{y} é o valor estimado.

A média do valor absoluto dos resíduos de predição avalia a precisão do modelo e deve ser pequena.

5. Raiz quadrada da média dos quadrados dos resíduos de predição

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum (y - \hat{y})^2} \quad \text{Equação 33}$$

onde n é o número total de resíduos de predição, y é o valor observado e \hat{y} é o valor estimado.

A RMSE deve ser inferior ao desvio padrão da amostra (Janseen e Heuberger, 1995).

8.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo pretendeu-se avaliar a performance do modelo 3-PG na estimação do crescimento da espécie *Pinus pinaster* na Mata Nacional de Leiria.

De forma a visualizar a distribuição do conjunto dos resultados das estatísticas de validação obtidos para as variáveis Wl, Ws, V e G dos 72 povoamentos analisados, foram realizados *boxplots* (Figuras 28 e 29).

O coeficiente de correlação (R) permite indicar o grau de correlação entre os valores observados e os valores estimados pelo modelo. Assim, aplicando o teste T (StatSoft, 2010), estabelece-se as hipóteses:

H0 = não existe uma relação estatisticamente significativa (hipótese nula), $r = 0$

H1 = existe uma relação estatisticamente significativa, $r \neq 0$

O número médio de inventários florestais realizados em cada parcela é igual a 5, logo obtém-se um número de graus de liberdade igual a 4 ($df = n - 2$). Para um nível de significância igual a 0,05, ou

seja, para uma confiança de 95% de que existe uma relação estatística entre os dados medidos e dados estimados e que a sua correlação não é ocasional, o valor crítico correspondente é 0,811. Assim, se $r(4) > 0,811$ H_0 é rejeitada com uma probabilidade de H_0 ser verdade $P < 0,05$. Por outro lado, se $r(4) < 0,811$, H_0 é aceite e não existe uma relação estatística significativa entre os dados observados e os dados estimados pelo modelo. Na Figura 28 é apresentado o conjunto de valores referentes ao coeficiente de correlação (R) para as variáveis Wl, Ws, V e G.

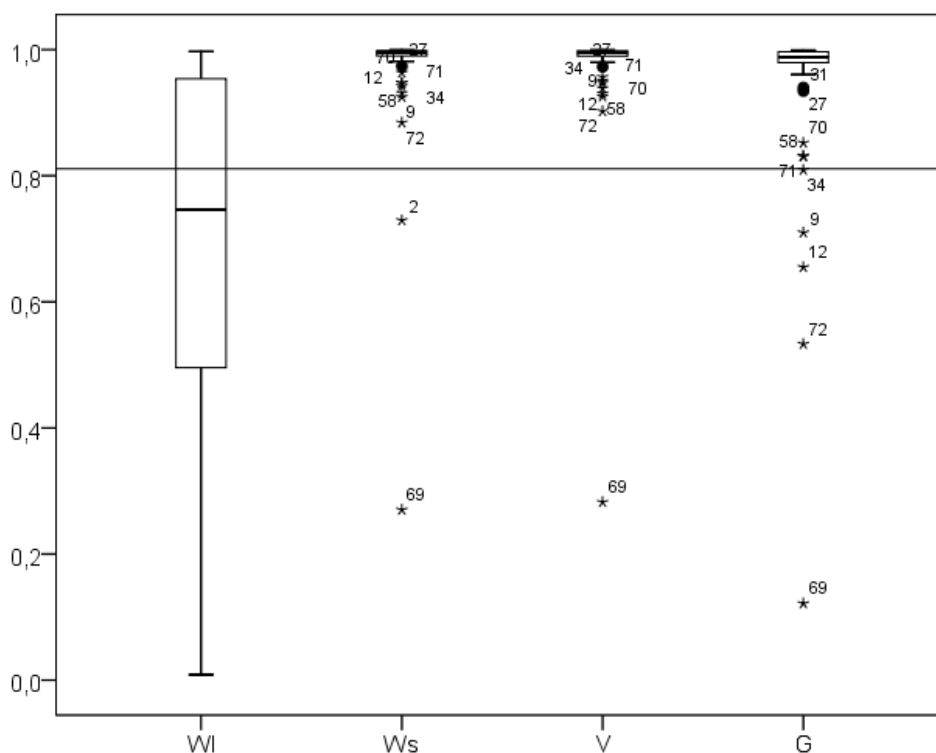


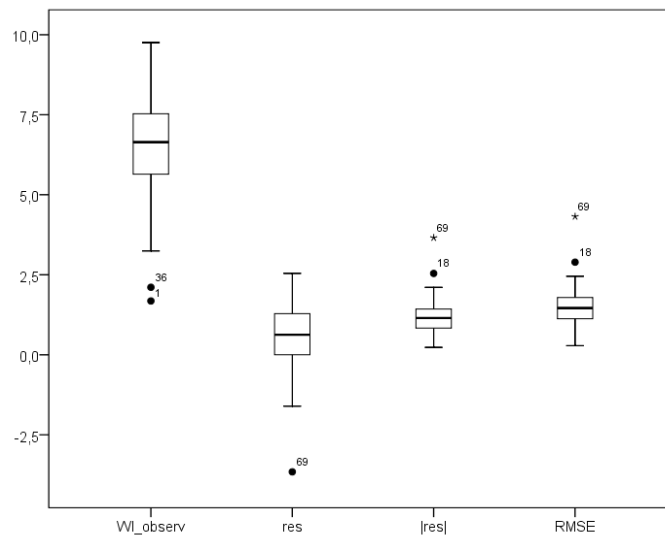
Figura 28 – Distribuição do coeficiente de correlação (R) para as variáveis Wl, Ws, V e G.

Pela análise da Figura 28, pode-se inferir que a correlação entre os dados medidos e os dados estimados pelo modelo 3-PG, associada à biomassa das folhas não é boa. As restantes variáveis apresentam coeficientes de correlação superiores ao valor crítico 0,811 (exceptuando alguns *outliers*), sendo muito próximas de 1, o que indica um forte ajustamento do modelo para as variáveis Ws, V e G. Alexandre (2009) obteve resultados semelhantes, em que a predição de biomassa foliar em *Pinus pinaster* pelo modelo 3-PG não se mostrou eficaz, agravando-se ainda com o grau de desbaste. É importante salientar que o R não é uma boa estatística para avaliar a correlação quando a gama de variação da variável é reduzida, como é o caso da biomassa de folhas. A razão desta falta de capacidade do coeficiente de correlação deve-se ao facto de a variação total

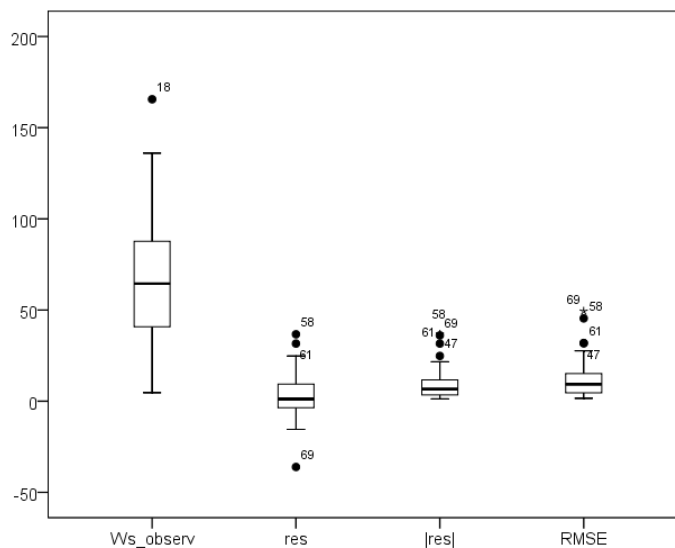
dos dados se encontrar em denominador, enquanto que a soma de quadrados dos resíduos se encontra em numerador. Mesmo que esta última seja baixa, quando dividida por uma soma de quadrados total também baixa (devido à baixa variação dos dados), resulta num valor de R baixo.

A Figura 29 ilustra o conjunto das médias de r_p , $|r_p|$ e RMSE para cada uma das variáveis analisadas. Os resíduos de predição foram ainda comparados com os valores observados de forma a visualizar os erros de predição relativos. As unidades dos resíduos de predição e de RSME são expressas nas unidades das respectivas variáveis.

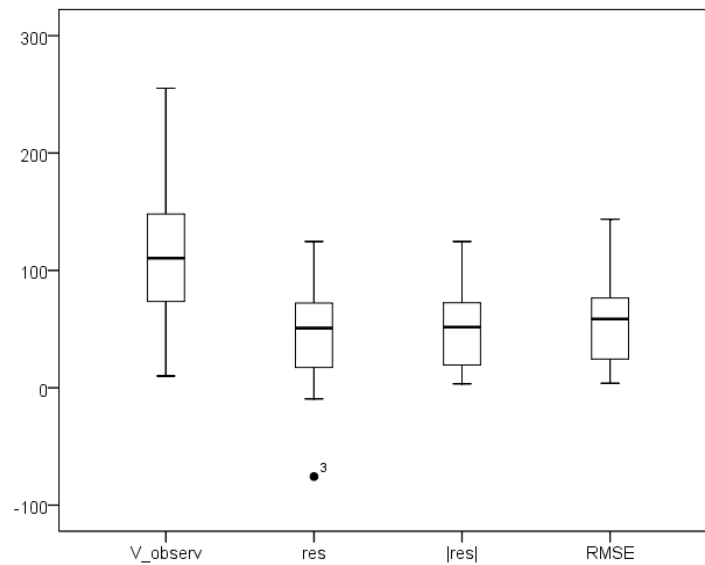
1. Biomassa das folhas



2. Biomassa do lenho



3. Volume



4. Área basal

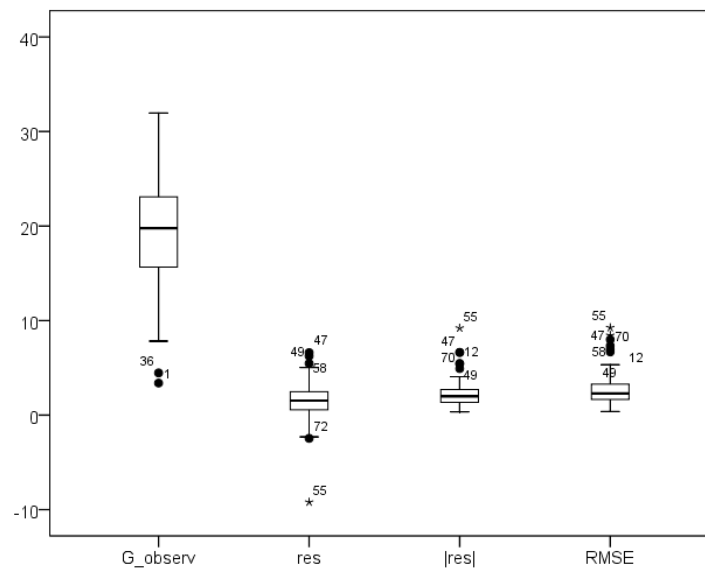


Figura 29 - Distribuição das média de r_p , $|r_p|$ e RMSE para as variáveis Wl, Ws, V e G.

A análise dos resíduos de predição indica que o volume do povoamento é a variável que apresenta as piores predições, pois a média dos resíduos de predição é bastante superior a 0 e o seu valor absoluto é relativamente grande. De acordo com os resultados verifica-se que o modelo estima esta

variável por excesso para cerca de 90% dos povoamentos. Tomé *et al.* (2004) obtiveram também fracas predições para o volume do povoamento quando aplicaram o modelo 3-PG para a espécie *Eucalytus globulus*, mas neste estudo o modelo subestimou os volumes. É de salientar que o modelo 3-PG estima o volume apenas com base na fracção de lenho e na densidade da madeira. Tomé *et al.* (2004) propuseram, para o eucalipto, a modelação do volume com uma relação hipsométrica directamente a partir da biomassa de lenho.

Por outro lado, a biomassa das folhas apresenta os valores médios de r_p e $|r_p|$ mais próximos de zero e reduzidos, respectivamente. Contudo, é de notar que esta variável apresenta variações bastante reduzidas na realidade comparativamente às restantes variáveis, e comparando os resíduos com os dados observados evidencia-se que os erros normalizados não serão tão próximos de 0. A biomassa do lenho e a área basal apresentam, em geral, boas predições.

De acordo com Janseen e Heuberger (1995), a capacidade preditiva de um modelo é boa se a raiz quadrada da média dos quadrados dos resíduos de predição (RMSE) for inferior ao desvio padrão da amostra. Analisando os gráficos da Figura 30 torna-se nítido que o modelo 3-PG modela menos bem a biomassa das folhas e o volume do povoamento e que estima consideravelmente bem as restantes variáveis, sendo a biomassa do lenho a variável que apresenta melhores predições.

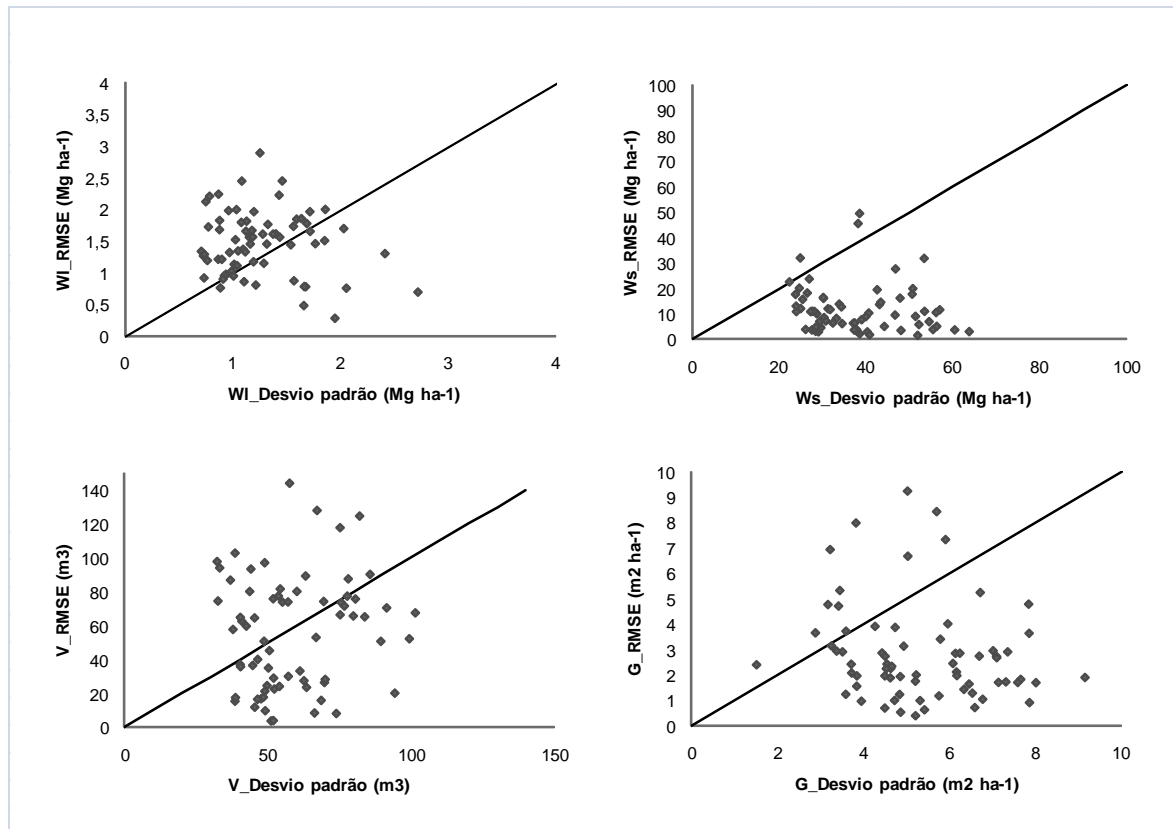


Figura 30 - Desvio padrão da amostra *versus* RMSE para as variáveis WL, Ws, V e G. As unidades dos resíduos de predição e de RSME são expressas nas unidades das respectivas variáveis.

Os resultados para a Eficiência de Modelação (EM) constatarem que a biomassa do lenho apresenta as melhores estimativas. A área basal é igualmente bem estimada, no entanto o volume apresenta piores predições. Contudo, esta estatística adoptada em estudos anteriores (Soares *et al.* 1995; Fontes *et al.*, 2006; Rodríguez-Suárez *et al.*, 2010) nem sempre avalia de forma eficiente a performance do modelo. Por exemplo, a biomassa de folhas apresenta uma variação pequena, deste modo o valor $\sum_{i=1}^n (y - \bar{y})^2$ obtido é reduzido e mesmo que o valor $\sum_{i=1}^n (y - \hat{y})^2$ seja pequeno, obtém-se sempre uma eficiência de modelação baixa ou até negativa.

Na Figura 31 é apresentado graficamente os valores observados *versus* valores estimados pelo modelo 3-PG para as variáveis Wl, Ws, V e G.

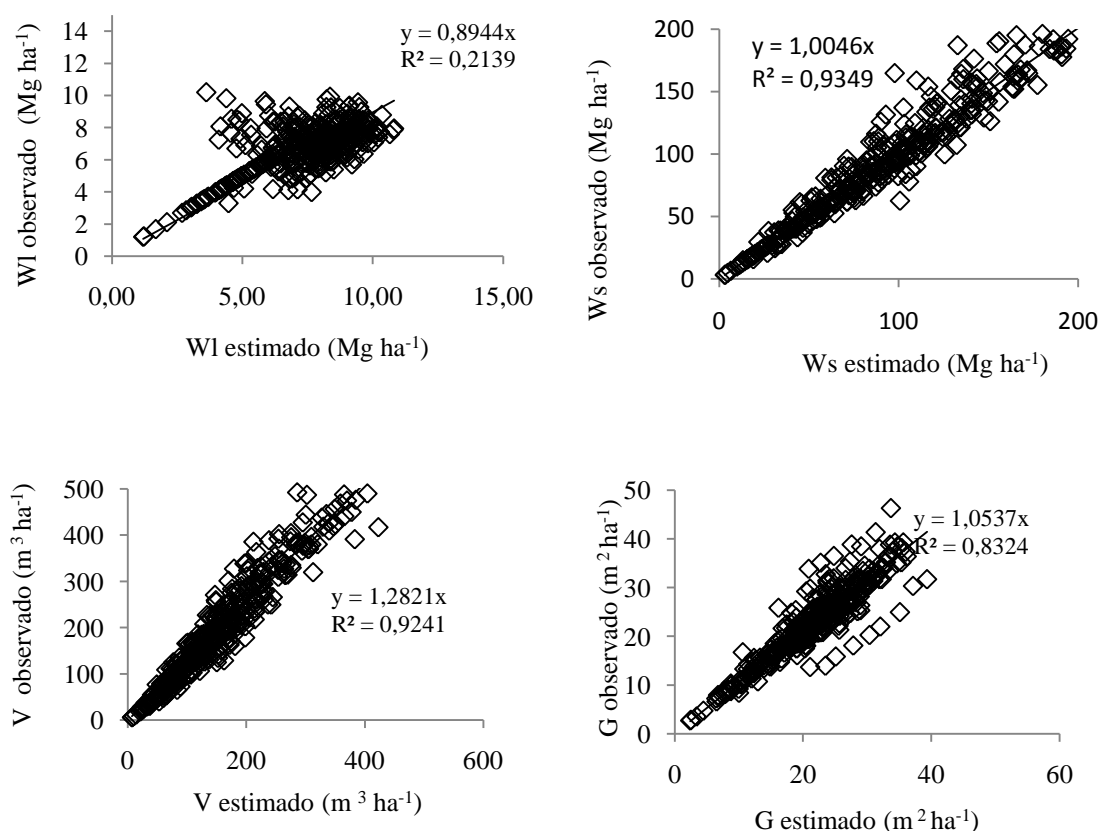


Figura 31 - Representação gráfica dos valores observados *versus* valores estimados pelo modelo 3-PG para as variáveis Wl, Ws, V e G.

A Figura 31 mostra que Wl é a variável que apresenta as piores predições. Para as restantes variáveis o modelo estima consideravelmente bem. É de notar ainda alguma discrepância nos resultados com o aumento dos valores associados a cada variável.

Nas Figuras 32 a 34 são apresentadas graficamente as médias dos resíduos e dos respectivos valores absolutos em função da densidade, do índice de qualidade da estação e da idade. Estes gráficos permitem analisar o possível enviesamento e/ou a falta de precisão do modelo em função destas variáveis.

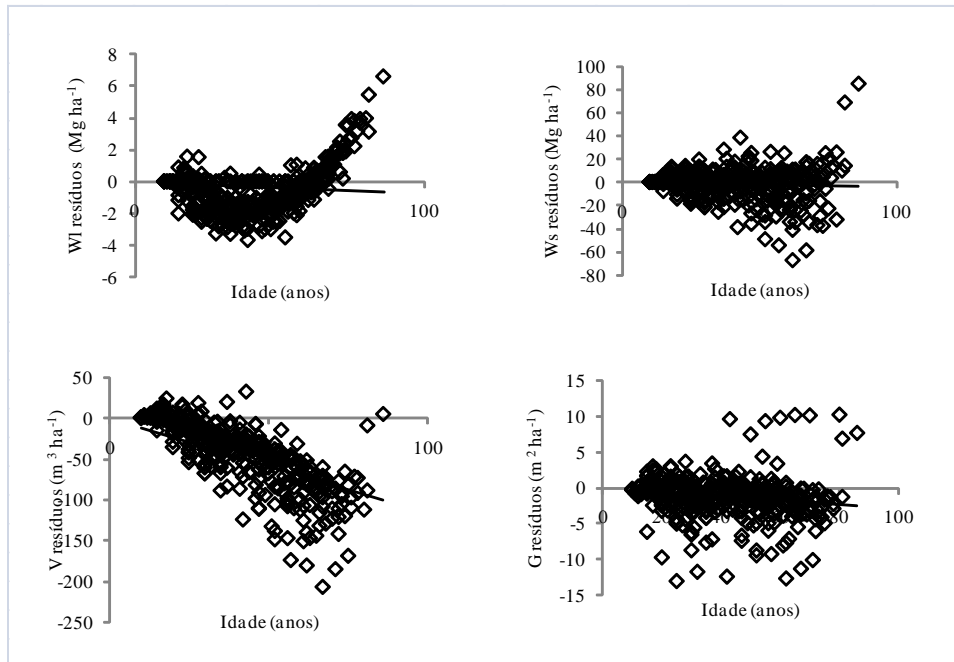


Figura 32 - Gráficos dos valores estimados pelo modelo 3-PG em função da idade do povoamento para as variáveis Wl, Ws, V e G.

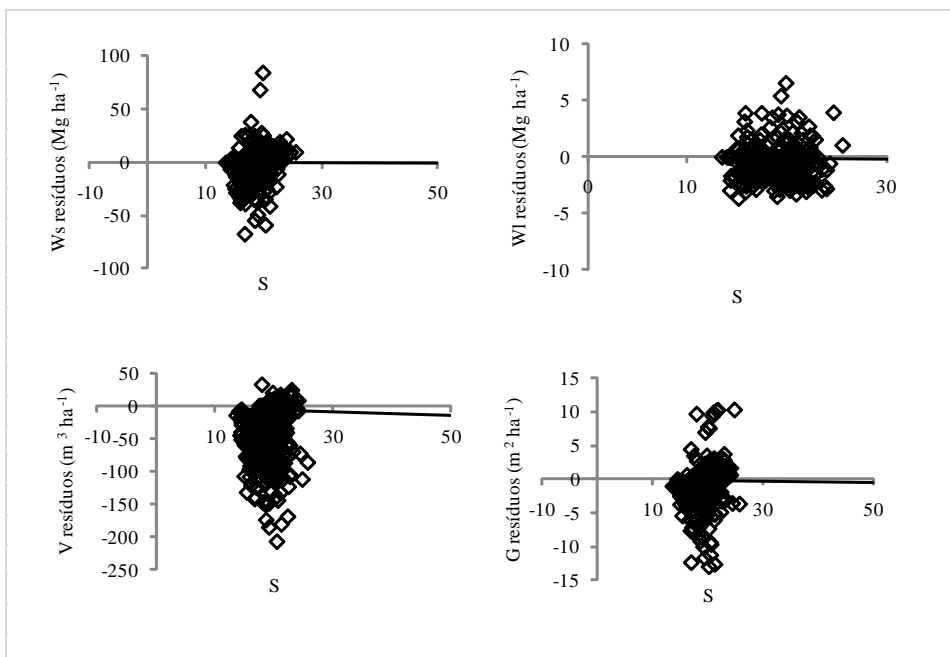


Figura 33 - Gráficos dos valores estimados pelo modelo 3-PG em função do índice de qualidade da estação do povoamento para as variáveis Wl, Ws, V e G.

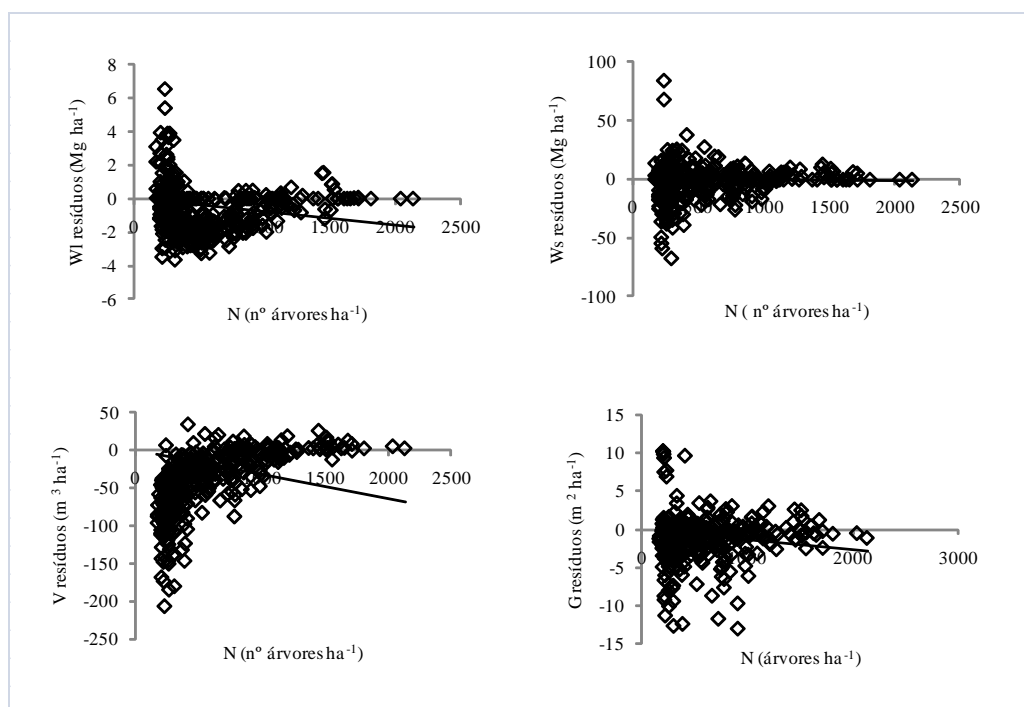


Figura 34 - Gráficos dos valores estimados pelo modelo 3-PG em função da densidade do povoamento para as variáveis Wl, Ws, V e G.

A análise da tendência dos resíduos com a idade demonstra que para povoamentos com idades superiores estão associados maiores resíduos. No entanto, este facto não será devido apenas à idade, mas também ao intervalo de projecção (número de anos desde o início da simulação). Ou seja, as previsões para povoamentos mais velhos correspondem a intervalos de projecção longos e portanto possuem erros acumulados. Em contrapartida, para povoamentos com maiores densidades estão associados resíduos mais pequenos. Por último, os resíduos de predição não apresentam uma tendência clara com o índice de qualidade da estação.

Posteriormente, é feita uma análise ao nível do povoamento da performance do modelo ao longo do tempo para as variáveis Wl, Ws, V e G. Para tal, foram seleccionados três parcelas, de acordo com os seguintes critérios:

- Índice de qualidade da estação mínimo, médio e máximo, ou seja, $S_{\min}=14$, $S_{\text{médio}}=19$ e $S_{\max}=24$, respectivamente;
- Maior número de medições em inventários;
- Média do valor absoluto dos resíduos de predição coincidindo com a classe com a maior frequência de parcelas associada. As distribuições das parcelas pelas classes de resíduos encontram-se apresentadas em histogramas no AnexoVI.

Deste modo, ao nível do povoamento, foram analisadas as parcelas 234, 40 e 180 através da representação gráfica dos dados observados *versus* dados estimados em função da idade do povoamento (Figuras 35 a 37).

1. 5Parcela 234 ($S_{\text{médio}}=14$)

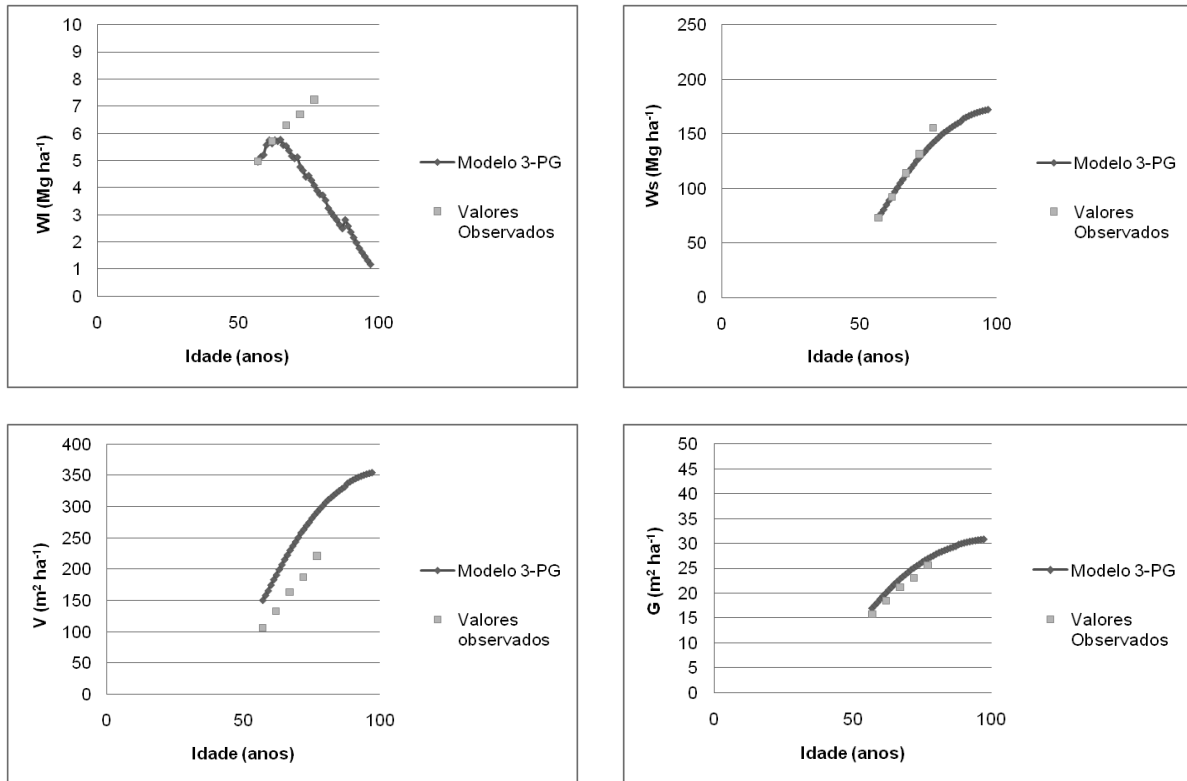
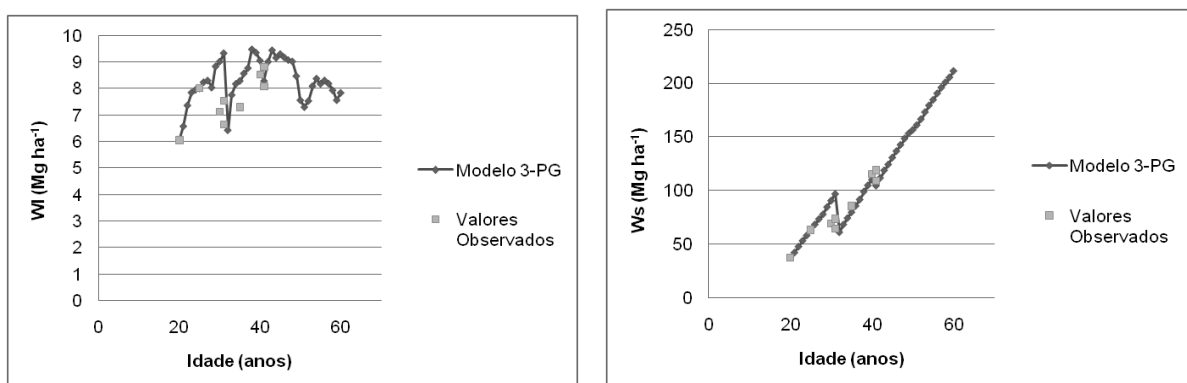


Figura 32 - Valores estimados pelo modelo 3-PG e valores observados para as variáveis WI, Ws, V e G em função da idade do povoamento da parcela 234.

2. Parcela 40 ($S_{\text{médio}}=19$)



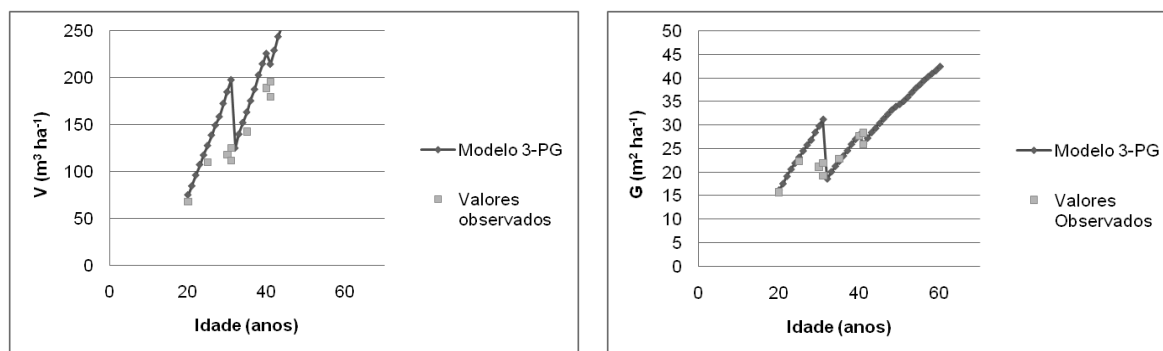


Figura 33 - Valores estimados pelo modelo 3-PG e valores observados para as variáveis Wl , Ws , V e G em função da idade do povoamento da parcela 40.

3. Parcela 180 ($S_{\text{médio}}=24$)

V

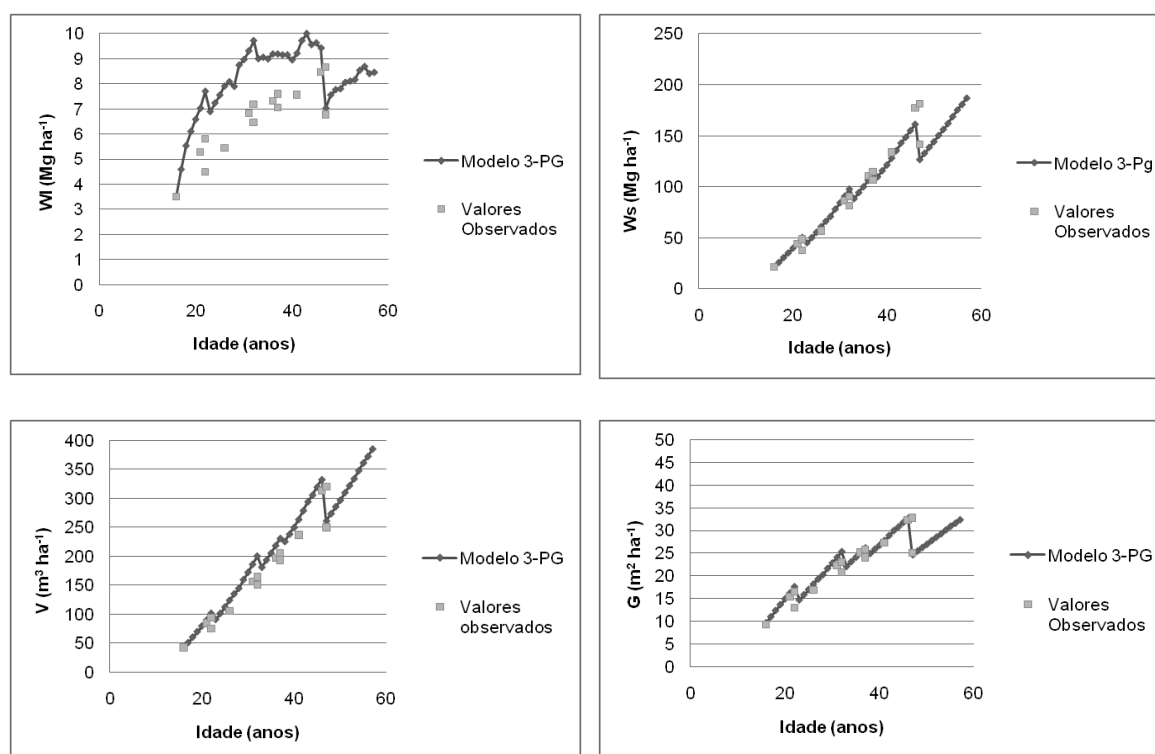


Figura 34 - Valores estimados pelo modelo 3-PG e valores observados para as variáveis Wl , Ws , V e G em função da idade do povoamento da parcela 180.

Pela análise geral dos gráficos é possível observar que Wl , Ws , V e G aumentam ao longo do tempo, apresentando quebras no seu crescimento nos anos em que ocorreram desbaste, como seria de esperar.

A biomassa das folhas foi a variável com as piores predições, verificando-se que é significativamente subestimada na parcela 234 e sobrestimada no povoamento 180.

É de notar que o povoamento 234 apresenta um comportamento atípico na predição da evolução da biomassa das folhas ao longo do tempo. De igual forma o volume do povoamento deste talhão é relativamente mal estimado. O povoamento 234 possui o índice de qualidade da estação mais reduzido e uma taxa de fertilidade do solo igualmente baixa (0,1), podendo estes factores ter influenciado significativamente os resultados.

Apesar do povoamento 180 possuir o maior índice de qualidade da estação, as predições para a biomassa das folhas também se afastam um pouco das observadas, contudo, ao contrário do povoamento 234, a tendência é a mesma. Em geral, os povoamentos com índices de qualidade de estação superiores possuem fracas previsões de WL.

Na avaliação do comportamento do modelo para a Mata nacional de Leiria, destacam-se alguns factores que podem ter influenciado as predições do modelo:

1. Muitos dos parâmetros de entrada são relativos à espécie *Pinus radiata* e não foram ajustados à espécie *Pinus pinaster*
2. Os dados observados associados às variáveis de biomassa (biomassa de folhas, lenho, raízes) foram obtidos a partir de equações alométricas, podendo condicionar a comparação dos dados estimados pelo modelo com dados que por si só, foram também já modelados. Estas variáveis constituem variáveis primárias do modelo 3-PG, estando fortemente relacionadas com a sua dinâmica interna e, por isso, influenciam significativamente as predições do modelo.
3. Os dados de inicialização característicos do povoamento (a classe do solo, os valores mínimo e máximo de água disponível no solo), pela dificuldade inerente em obtê-los, foram considerados iguais para todos os povoamentos. A taxa de fertilidade, por outro lado, foi estimada de acordo com o índice médio de qualidade da estação de cada povoamento e o índice médio para a totalidade dos povoamentos, podendo não ser uma estimativa totalmente segura.
4. Os dados climáticos foram obtidos na sua maioria pela estação meteorológica de Alcobaça e pela estação meteorológica de Lisboa no que diz respeito à radiação solar. Ambas as estações são relativamente distantes do local da Mata Nacional de Leiria, o que pode ter influência nas predições do modelo.

9 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na primeira parte da presente dissertação foram quantificadas as emissões e as remoções dos principais GEE, nomeadamente o CO₂ e o CH₄, no sector florestal do pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, para o período compreendido entre os anos 1972 e 2003. Neste sentido, foram seguidos os fluxos de carbono associados ao ciclo de vida da madeira de pinheiro bravo proveniente da Mata Nacional de Leiria, desde a floresta até ao destino final dos produtos florestais, incluindo as emissões de carbono de origem fóssil. As conclusões mais relevantes foram as seguintes:

- O balanço de carbono na floresta de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria variou entre -17 e 49 Gg C ano⁻¹, no período compreendido entre os anos 1980 e 2003. Assim, a floresta de pinheiro bravo comportou-se como fonte e sumidouro de carbono no período analisado. O comportamento como fonte de carbono deve-se aos incêndios ocorridos e ao elevado volume de cortes realizados nos anos anteriores que provocaram uma diminuição na biomassa total e, subsequentemente, nos *stocks* de carbono.
- O cálculo das emissões de CO₂ de origem fóssil associadas às operações florestais (incluindo a preparação de terreno, condução de povoamentos, exploração florestal e transporte da madeira) nos povoamentos de pinheiro bravo foi realizado para o período 1972 a 2003. Concluiu-se que a fase de exploração florestal (cortes e desbastes) é a principal fonte emissora de carbono, contribuindo em média cerca de 47% para as emissões totais de carbono ao longo do período considerado.
- O conjunto das emissões de CO₂ de origem renovável e fóssil associadas ao processamento industrial foram sempre superiores na produção de madeira serrada entre os anos 1972 e 2003. Com efeito, as emissões de carbono associadas à produção de madeira serrada variaram entre 0,23 e 2,58 Gg C ano⁻¹, enquanto as emissões de carbono inerentes ao processamento dos painéis apresentaram uma variação entre 0,05 e 1,01 Gg C ano⁻¹. Esta tendência deve-se ao facto de toda a madeira removida em desbastes e cerca de 68% de madeira resultante de cortes finais ser destinada à produção de madeira serrada.
- No cálculo do balanço de carbono nos produtos florestais em uso e no seu destino final, os resultados mostraram que no período entre os anos 1972 e 2003, a acumulação total de carbono nos produtos florestais variou entre -1,1 e 3,5 Gg C ano⁻¹. É de notar que nos anos em que os produtos florestais constituíram fontes emissoras de carbono não ocorreram cortes

finais na Mata. A maior contribuição para a acumulação de carbono é dos produtos de mobiliário, sendo responsáveis, em média, por 63% da acumulação total de carbono no período considerado.

- O balanço global de carbono no sector florestal do pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria foi realizado entre os anos 1980 e 2003 e incluiu o balanço de carbono na floresta, o balanço de carbono nos produtos florestais, as emissões fósseis e as emissões adicionais de CH₄. Os resultados mostraram que o balanço global de carbono variou entre -17 e 48 Gg C ano⁻¹ no período analisado. Assim, o sector florestal do pinheiro bravo nem sempre contribuiu para a remoção de carbono, pois a perda de biomassa por incêndios ou cortes na floresta foi superior ao crescimento florestal do pinheiro bravo e à acumulação de carbono dos produtos em uso e em aterro. A floresta contribuiu em cerca de 90% para a remoção total de carbono, enquanto os produtos em uso e em aterro, apresentaram contribuições de 9% e 1%, respectivamente. As emissões fósseis e as emissões adicionais de CH₄ foram muito pouco significativas no balanço global de carbono, representando no seu conjunto menos de 1%.

Como considerações finais destacam-se as seguintes:

- No cálculo das emissões de CO₂ no processamento industrial de madeira serrada e painéis, assim como no cálculo do balanço de carbono nos produtos florestais foi necessário recorrer ao uso de dados de entrada adoptados por Dias (2005) válidos para o sector florestal português, devido à dificuldade em obter dados reais sobre a madeira de pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria. Assim, os resultados obtidos podem não ser os mais ajustados à Mata Nacional de Leiria. Se a informação relativa à produção de madeira de pinheiro bravo fosse registada e disponibilizada pelas empresas que exploram e processam a madeira da Mata Nacional de Leiria poder-se-ia realizar estudos com resultados mais fiáveis.
- Alguns dados de entrada, nomeadamente as fracções de produtos florestais em aterro sanitário, lixeiras e outros destinos (entulho, incineração e compostagem) devem ser melhorados, de forma a serem aplicados à escala da unidade de gestão. A reciclagem de madeira por ser relativamente recente e não existirem dados disponíveis sobre a sua proporção na actualidade, não foi incluída no destino final. No entanto sabe-se que existe um aumento da reciclagem de produtos florestais e estes dados deverão entrar nos cálculos do balanço de carbono nos produtos florestais.

- As emissões de carbono associadas à decomposição dos resíduos florestais foram consideradas imediatas, embora na realidade isso não se verifique. Sugere-se, assim, o desenvolvimento de estudos que permitam analisar a taxa de decomposição do carbono dos resíduos florestais, incluindo folhas, detritos lenhosos (ramos e tronco), casca e cepo.
- De forma a obter um balanço de carbono na floresta do pinheiro bravo mais completo, a respiração heterotrófica dos organismos e a quantidade de carbono presente nos estrato arbustivo ou herbáceo e no solo florestal deveriam ser consideradas.
- Propõe-se ainda a criação de um modelo empírico a nível nacional que permita determinar o balanço de carbono nos produtos florestais, integrando o ciclo de vida dos produtos florestais e as emissões de GEE resultantes das operações florestais e do processamento industrial.
-
- Por último, seria relevante incluir no estudo do balanço de carbono no sector florestal as emissões de GEE que são evitadas pelo facto de se utilizar madeira e produtos florestais como substitutos de combustíveis fósseis e de materiais usados na construção, cujos processos de fabrico consomem mais combustíveis fósseis.

A segunda parte da dissertação foi desenvolvida no âmbito do projecto de investigação MODNET: “Modelação da produtividade primária líquida e do balanço de carbono de ecossistemas florestais portugueses a diferentes escalas” e consistiu na validação do modelo 3-PG para o pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria. As conclusões mais relevantes foram as seguintes:

- O modelo 3-PG apresenta resultados bastante bons na predição da biomassa de lenho, sendo esta variável uma das mais importantes na análise da produtividade primária líquida em ecossistemas florestais. Em estudos anteriores verificou-se também que o modelo 3-PG modela consideravelmente bem a biomassa acima do solo para o pinheiro bravo (Alexandre, 2009). Outras variáveis como o volume e a área basal foram estimadas de forma razoável pelo modelo. No entanto, é de destacar uma performance menos boa do modelo 3-PG na predição da biomassa foliar, especialmente nas classes de qualidade mais baixas. Nestas classes o modelo prevê, a partir de certa idade, um decréscimo da biomassa de folhas que não se verifica na realidade. Apesar destas limitações, o modelo 3-PG comportou-se de forma bastante satisfatória na previsão do crescimento florestal associado ao pinheiro bravo, apresentando ainda como vantagens o facto de serem necessárias poucas medições e de não ser necessária a análise de grandes quantidades de dados.

Como considerações finais sugerem-se os seguintes trabalhos no futuro:

- Realização de estudos que permitam a obtenção de parâmetros de entrada específicos do pinheiro bravo, assim como de variáveis características do solo na Mata Nacional de Leiria, como a taxa de fertilidade e a água disponível no solo. Verificou-se, de igual forma, que o intervalo de projecção influenciou significativamente os resultados, sendo também importante conhecer e compreender o impacto real que este factor tem na previsão do crescimento florestal.
-
- Desenvolvimento de um modelo híbrido para o pinheiro bravo da Mata Nacional de Leiria, dada a importância económica e ecológica desta espécie a nível nacional, que permitisse analisar os efeitos das alterações climáticas na sua produtividade primária líquida e no seu balanço de carbono. Essa hibridação poderia resultar da integração do modelo 3-PG com o modelo empírico Pinaster Leiria.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexandre, P. (2009). *Calibração do modelo 3-PG para povoamentos de pinheiro bravo (Pinus pinaster) em Portugal*. Tese de Mestrado em Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 68 pp.
- Almeida, F., Capelo, J., Mesquita, S. (2002). Mata Nacional de Leiria: Indicadores Fitoecológicos. *Silva Lusitana*. **10**: 195-200.
- Amaral, A., Salas-González, R., Páscoa, F., Tomé, M., Tomé, J. e Soares, P. (2005). Aplicação do modelo de crescimento florestal 3PG a povoamentos de Eucalipto na região centro de Portugal. *Actas do 5º Congresso Florestal Nacional: A floresta e as gentes*. 16-19 Maio. Instituto Politécnico, Viseu.
- Arroja, L., Dias, A. e Capela, I. (2006). The Role of *Eucalyptus Globulus* Forest and Products in Carbon Sequestration. *Climatic Change*. **74** (1): 123-140.
- Asif, M., Davidson, A. e Muneer, T. (2002). Life Cycle of Windows Materials – A Comparative Assessment. School of Engineering, Napier University, Edinburgo, Inglaterra.
- Autoridade Florestal Nacional (2010). *5º Inventário Florestal Nacional – Apresentação do Relatório Final*. Acedido em 17 de Setembro de 2010, em: <http://www.afn.min-agricultura.pt/>.
- Azevedo, A. (1944). *Estudo de alguns perfis de solo da Mata Nacional de Leiria*. Agros 27, **3-6**: 140-149.
- Barreiro, S. e Tomé, M. (2009). SIMPLOT: Simulating the impacts of fire severity on sustainability of eucalyptus forests in Portugal. *Ecological Indicators, In Press, Corrected Proof*.
- Battaglia, M. e Sands, P. (1997). Modelling site productivity of *Eucalytus globulus* in response to climatic and site factors. *J. Plant Physiol.* **24**:831-850.
- Borjesson, P. e Gustavsson, L. (2000). Greenhouse gas balances in building construction:wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives. *Energy Policy*. **28**: 575-588.
- Brown, S., Lim, B. e Schlamadinger, B. (1999). Evaluating approaches for estimating net emissions of carbon dioxide from forest harvesting and wood products, Meeting Report, Dakar, 5-7 May 1998. IPCC/OECD/IEA Programme on National Greenhouse Gas Inventories, Paris, 51 pp.

- Buchanan, A. e Levine, S. (1999). Wood-based building and atmospheric carbon emissions. *Environmental Science & policy*. **2**: 247-437.
- Cabrita, C. (1956). *Contribuição para o estudo dos solos da Mata Nacional de Leiria. Sua cartografia parcial*. Relatório Final do Curso de Engenheiro Silvicultor. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.
- Cardoso, J., Bessa, M. e Marado, M. (1973). Carta de Solos de Portugal (1:1 000 000). *Agronomia Lusitana*, XXXIII (I-IV): 481-602.
- Coelho, A., Boulet, K., Ferreira, D., Tomé, M., Tomé, J., Soares, P., Cortiçada, A., Páscoa, F., Salas, R., Amaral, A. (2005). SILVAQUA PROJECT. Avaliação dos impactes das alterações climáticas sobre os recursos hídricos e a fixação de CO₂ por povoamentos florestais de crescimento rápido em Portugal. Primeiros resultados. *Actas do 5º Congresso Florestal Nacional: A floresta e as gentes*. 16-19 Maio. Instituto Politécnico, Viseu.
- Correia, A. (2004). *Metodologias para Quantificação do Balanço de Carbono em Portugal*. Tese de Mestrado em Produção Vegetal. Instituto Superior de Agronomia - Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 62 pp.
- Correia, A., Pereira, J., Pita, G., Carneiro, M., Nogueira, C., Silva, J., Rodrigues, A., Fabião, A., Madeira, M. e Banza, J. (2005). Balanço de Carbono no Eucaliptal – Comparação entre o Fluxo Turbulento de CO₂ e a Estimativa do Modelo CO2FIX V3.1. *Actas do 5º Congresso Florestal Nacional: A floresta e as gentes*. 16-19 Maio. Instituto Politécnico, Viseu.
- Dewar, R.C., e McMurtrie, R.E. (1996a). Sustainable stemwood yield in relation to the nitrogen balance of forest plantations: a model analysis. *Tree Physiol.* **16**: 173–182.
- Dewar, R.C., e McMurtrie, R.E. (1996b). Analytical model of stemwood growth in relation to nitrogen supply. *Tree Physiol.* **16**: 161–171.
- DGF (1991). *Perfil florestal*. Direcção-Geral das Florestas, Lisboa, 42 p.
- Dias, A. (2005). *Avaliação do contributo do sector florestal para as alterações climáticas. Departamento de Ambiente e Ordenamento*. Tese de doutoramento em Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente. Universidade de Aveiro, Aveiro. 277 pp.
- Dias, A., Grossi, D., Pedro, M. e Abreu, P. (2009a). *Produtos florestais usados na construção: contribuição para a mitigação do efeito de estufa*. Trabalho realizado no âmbito da disciplina de Projecto do 1º ciclo do curso de Engenharia do Ambiente. Universidade de Aveiro. Aveiro. 33pp.

- Dias, A., Louro, M., Arroja, L. e Capela, I. (2009b). Comparison of methods for estimating carbon in harvested wood products. *Biomass and Bioenergy*. **33**(2): 213-222.
- Direcção Geral dos Recursos Florestais (2006). *Plano Regional de Ordenamento Florestal do Centro Litoral*. DGRF. Lisboa.
- Ditzer, T., Glauner, R., Förster, M., Köhler, P. e Huth, A. (2000). The process-based stand growth model FORMIX 3-Q applied in a GIS environment for growth and yield analysis in a tropical rain forest. *Tree Physiol*. **20**:367–381.
- Dong, J., Kaufmann, R., Myneni, R., Tucker, C., Kauppi, P., Liski, J., Buermann, W., Alexeyev, V. e Hughes, M. (2003). Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing of Environment*. **84**: 393-410.
- Eggers, T. (2002). The impacts of manufacturing and utilisation of wood products on the European carbon budget. Internal Report 9, European Forest Institute, Joensuu, 89 pp.
- FAO (2009). *FAO State of the World's Forests, 2009*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 143p.
- Ferreira, O. e Galante, M. (2005). Mata Nacional de Leiria – sinopse do grande incêndio florestal de Agosto de 2003. *Actas do 5º Congresso Florestal Nacional: A floresta e as gentes*. 16-19 Maio. Instituto Politécnico, Viseu.
- Fontes, L., Tomé, M. e Coelho, B. (2006). Equações de biomassa para *Eucalyptus globulus* em Portugal: uma avaliação do carbono envolvido na exploração florestal. *Actas do 6º Congresso Florestal Nacional: A floresta num mundo globalizado*. 6-9 Outubro de 2009. Ponta Delgada, Açores. 202-206 pp.
- Freire, J., Teixeira, A., Tomé, M. e Tomé, J. (2010). *Relatório Técnico - Monitorização de Indicadores de Sustentabilidade na Mata Nacional de Leiria*. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Friend, A., Stevens, A., Knox, R., e Cannell, M. (1997). A process-based, terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (HYBRID v3.0). *Ecol. Modell*. **95**: 249–287.
- Gomes, S. (1990). *Mata Nacional de Leiria – Revisão do Ordenamento*. Circunscrição Florestal da Marinha Grande. Leiria.
- Gower, S. (2003). Patterns and Mechanisms of the Forest Carbon Cycle. *Annual Review of Environment and Resources*. **28**:169-204.

- Guimarães, D., Silva, G., Sans, L. e Leite, F. (2007). Use of crop growth model 3-PG for zoning eucalyptus potential productivity in Minas Gerais state, Brazil. *Piracicaba*. **15**: 192-197.
- Kohlmaier, G., Kohlmaier, L., Fries, E. e Jaeschke, W. (2007). Application of the stock change and the production approach to Harvested Wood Products in the EU-15 countries: a comparative analysis, *Eur J Forest Res*, **126**: 209–223.
- Gustavsson, L. e Sathre, R. (2006), Variability in energy and carbon dioxide balances of wood and concrete building materials. *Building and environment*. **41**: 940-951.
- Gustavsson, L., Pingoud, K. e Sathre, R. (2006). Carbon Dioxide Balance of Wood Substitution: Comparing Concrete and Wood-Framed Buildings, Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. **11** (3): 667-691
- Houweling, S., Breon, F., Alben, I., Rödenbeck, C., Gloor, M., Heimann, M. e Ciais, P. (2004). Inverse modeling of CO₂ sources and sinks using satellite data: a synthetic inter-comparison of measurement techniques and their performance as a function of space and time. *Atmos. Chem. Phys.* **4**: 523–538.
- IPCC (2000). *Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Technical Support Unit, Hayama.
- IPCC (2001). *Climate change 2001: Mitigation Contribution*. Contribution of working group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Metz B., Davidson O., Swart R. e Pan J. (eds.)], Cambridge University Press, Cambridge and New York, 700 p.
- IPCC (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Technical Support Unit, Hayama.
- IPCC (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC (2007a). *Climate Change 2007: The physical Science Basis*. Contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon S., Qin D., Maunnig M., Marquis M., Averyt K., Tignor M., Miller, H. e Chen Z.], Cambridge University Press, Cambridge and New York.
- IPCC (2007b). *Climate Change 2007: Mitigation*. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Metz B., Davidson O., Bosch P., Dave R. e Meyer D.], Cambridge University Press, Cambridge and New York.

- Jäkel, U., Schwaiger, H., Häger, C., Kohlmaier, G., Schlamadinger, B. e Spitzer, J. (1999). European study of carbon in the ocean, biosphere and atmosphere: biosphere. Modelling the carbon exchange between forests and the atmosphere: development and use of a model to assess carbon balances of forest management and wood utilization strategies under current and future climate conditions, 38 pp.
- Jorge, M.F. (2001). *Caracterização da qualidade da madeira de pinheiro bravo (Pinus pinaster Ait.) em diferentes condições de crescimento e silvicultura, com vista a optimização das utilizações finais em serração*. In Relatório Final - Projecto Pamaf 8165. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Karjalainen, T., Pussinen, A., Liski, J., Nabuurs, G. J., Eggers, T., Lapveteläinen, T. e Kaipainen, T. (2003). Scenario analysis of the impacts of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget. *Forest Policy and Economics*. **5**: 141-155.
- Kimmins, J., Mailly, D., e Seely, B. (1999). Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in FORECAST. *Ecol. Modell.* **122**: 195-124.
- Kunniger, T. e Richter, K. (1995). Life cycle analysis of utility poles. A swiss case study. In Proceedings of the 3rd International Wood Preservation Symposium: *The challenge – Safety and Environment*, 6-7 February 1995. Cannes-Mandelieu, France.
- Landsberg, J. (2003a). Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Canadian Journal of Forest Research*. **33**: 385-397.
- Landsberg, J. (2003b). Physiology in Forest Models: History and the Future. *Forest Biometry, Modelling and Information Sciences*. **1**: 49-63.
- Landsberg, J. e Waring, R. (1997). A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *Forest Ecology and Management*. **95(3)**: 209-228.
- Landsberg, J., Johnsen, K., Albaugh, T., Allen, H. e McKeand, S. (2001). Applying 3-PG, a Simple Process-Based Model Designed to Produce Practical Results, to Data from Loblolly Pine Experiments. *Forest Science*. **41**: 43-51.
- Lippke, B., Wilson, J., Perez-Garcia, J., Bowyer, J. e Meil, J. (2004). CORRIM: Life-Cycle Environmental Performance of Renewable Building Materials. *Forest Products Journal*, **54** (6): 8-19.
- Liski, J., Perruchoud, D. e Karjalainen, T. (2002). Increasing carbon stocks in the forest soils of Western Europe. *Forest Ecology and Management*. **169**: 159-175.

- Madeira, M., Fabião, A., Páscoa, F., Magalhães, M., Cameira, M. e Ribeiro, C. (2009). Carbono e nutrientes na biomassa aérea arbórea, vegetação sob coberto e solo numa cronossequência de povoamentos de pinhal bravo. *Revista de Ciências Agrárias*. **32**: 154-170.
- Madeira, V., Fabião, A., Pereira, J., Araújo, C. e Ribeiro, C. (2002). Changes in carbon stocks *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. *Forest Ecology and Management*. **171(1-2)**: 78-85.
- Mäkelä, A. (2009). Hybrid Models of Forest Stand Growth and Production. In: Dykstra, D.P.; Monserud, R.A., tech.eds. 2009. Forest growth and timber quality: Crown models and simulation methods for sustainable forest management. Proceedings of an international conference. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. pp 43-47.
- Mäkelä, A. e Hari, P. (1986). Stand growth model based on carbon uptake and allocation in individual trees. *Ecol. Model.* **33**: 205–229.
- Mäkelä, A., Landsberg, J., EK, A., Burck, T., Ter-Mikaelian, M., Ågren, G., Oliver, C. e Puttonen. (2000). Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. *Tree Physiology*. **20**: 289–298.
- Mateus, J., Pita, G., Rodrigues, A. (2006). Evolução Sazonal dos Regimes de Evapotranspiração e da Assimilação do Carbono numa Plantação de *Eucalyptis globulus*. *Silva Lusitana*. **14 (2)**: 135-147.
- McMurtrie, R.E., M.L. Benson, S. Linder, S.W. Running, T. Talsma, W.J.B. Crane e B.J. Myers. (1990). Water/nutrient interactions affecting the productivity of stands of *Pinus radiata*. *For. Ecol. Manage.***30**:381–413.
- Mendes, A., Feliciano, D. (2005). Portugal. In Forest Sector Entrepreneurship in Europe: Country Studies. COST E30: Economic Integration of Urban Consumers Demand and Rural Forestry Production. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica, Special Edition*. **2**: 555-642.
- Miner, R. e Perez-Garcia, J. (2007). National Council for Air and Stream Improvement, Inc. (NCASI). The Greenhouse Gas and Carbon Profile of the Global Forest Products Industry. Special Report No. 07-02. Research Triangle Park, NC: National Council for Air and Stream Improvement, Inc.
- Mohren, G., Van Gerwen, C. e Spitters, C. (1984). Simulation of primary production in even-aged stands of Douglas fir. *For. Ecol. Manage.* **9**: 27–49.

- Mooney, H., Canadell, J., Chapin, F., Ehleringer, J., Korner, C., McMurtrie, R., Parton, W., Pitelka, L. e Schulze, E. (1999). Ecosystem physiology responses to global change. *In* The terrestrial biosphere and global change. *Edited by* B. Walker, W. Steffen, J. Canadell, and J. Ingram. Cambridge.
- Nunes, L. e Lopes, D. (2005). Carbon dynamics in Eucalyptus globulus forest ecosystems based on FOREST-BGC and remotely sensed inputs in Portugal. Viseu, 9pp.
- Oliveira, A. (1967). *Estudo da matéria orgânica nas unidades de solos cartografados em Portugal*. Secretaria de Estado da Agricultura, Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, Lisboa.
- Oliveira, A. (1999). Manual de silvicultura do pinheiro bravo. Centro Pinus, Porto, 20 pp.
- Páscoa, F., Martins, F., González, R. e João, C. (2004). Estabelecimento simultâneo de equações de biomassa para o pinheiro bravo. II Simposio Iberoamericano de Gestión y Economía Forestal. 18-20 Setembro 2004. Barcelona, Espanha.
- Paul, K., Polglase, P. e Richards, G. (2003). Predicted change in soil carbon following afforestation or reforestation, and analysis of controlling factors by linking a C accounting model (CAMFor) to models of forest growth (3PG), litter decomposition (GENDEC) and soil C turnover (RothC). *Forest Ecology and Management*. **177 (1-3)**: 485-501.
- Peltola, H., Kellomäki, S., Väisänen, H. e V.-P. Ikonen. (1999). A mechanistic model for assessing the risk of wind and snow damage to single trees and stands of Scots pine, Norway spruce and birch. *Can. J. For. Res.* 29:647–661.
- Penman, H.L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. London A* (194), S. 120-145.
- Pereira, J., Lima, M., Correia, A., Pereira, J., Madeira, M., Ricardo, R. e Monteiro, F. (2002). *Quantificação dos sumidouros terrestres de carbono em Portugal Continental*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. 51pp.
- Pereira, T., Seabra, T., Maciel, H. e Torres, P. (2009). *Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990-2007 Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol*. Portuguese Environmental Agency. Amadora.
- Petersen, A. e Solberg, B. (2002). Greenhouse gas emissions, life cycle inventory and cost efficiency of using laminated wood instead of steel construction. Case: beams at Gardermoen airport. *Environment Science & Policy*. **5**: 169-182.

- Petersen, A. e Solberg, B. (2003). Substitution between floor constructions in wood and natural stone: comparison of energy consumption, greenhouse gas emissions, and costs over the life cycle. *Can J. For. Res.*, **33**: 1061-1075.
- Petersen, A. e Solberg, B. (2004). Greenhouse gas emissions and costs over the life cycle of wood and alternative flooring materials. *Climatic Change*. **64**: 143-167.
- PFP (1986). Tabelas de produção: Pinheiro Bravo. Grupo Coordenador do Projecto Florestal – Banco Mundial. Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação., Lisboa.
- Pingoud, K., Perälä, A.-L., Soimakallio, S. e Pussinen, A. (2003). Greenhouse gas impacts of harvested wood products. Evaluation and development of methods. VTT Research Notes 2189, VTT Technical Research Centre of Finland, Espoo, 136 p.
- Ribeiro, J. (2007). *A Detecção Remota no Inventário Florestal. Análise das potencialidades da utilização das imagens de satélite*. Tese de Mestrado em Ciência e Sistemas de Informação Geográfica. Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa. 138 pp.
- Rödenbeck, C., Houweling, S., Gloor, M. e Heimann, M. (2003). CO₂ flux history 1982-2001 inferred from atmospheric data using a global inversion of atmospheric transport. *Atmospheric Chemistry and Physics*. **3**: 1919-1964.
- Rodrigues, A., Pita, G. e Mateus, J. (2005). Fluxos Turbulentos de Dióxido de Carbono e Vapor de Água em Floresta de Eucalipto em Portugal. *Silva Lusitana*. **13 (2)**: 169-180 pp.
- Rodrigues, M., Lopes, D., Leite, S. e Tabuada, V. (2010). Analyzing the carbon dynamics in north western Portugal: calibration and application of Forest-BGC. *Earth Syst. Dynam.* **1**: 41-62.
- Ruano, I., Pando, V. e Bravo, F. (2009). How do light and water influence *Pinus pinaster* Ait. germination and early seedling development? *Forest Ecology and Management*. **258 (12)**: 2647- 2653.
- Running, S.W. e Coughlan, J.C. (1988). A general model of forest ecosystem processes for regional applications. I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecol. Modell.* **42**: 125–154.
- Running, S.W. e Gower, S.T. (1991). FOREST-BGC, a general model of forest ecosystem processes for regional applications. II Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets. *Tree Physiol.* **9**: 147–160.

- Sands, P. (2004a). *Adaptation of 3-PG to novel species: guidelines for data collection and parameter assignment*. In Project B4: Modeling Productivity and Wood Quality. Cooperative Research Centre for Sustainable Production Forestry. CSIRO Forestry and Products. Hobart, Australia.
- Sands, P. (2004b). 3PG_{PJS} – a user-friendly interface to 3-PG, the Landsberg and Waring model of forest productivity. Cooperative Research Center for Sustainable Production Forestry. CSIRO Forestry and Products. Hobart, Australia.
- Sands, P. e Landsberg, J. (2002). Parameterisation of 3-PG for plantation grown Eucalyptus globulus. *Forest Ecology and Management*. **163(1-3)**: 273-292.
- Schelhaas, M., P.W. van Esch, T.A. Groen, B.H.J. de Jong, M. Kanninen, J. Liski, O. Masera, G.M.J. Mohren, G.J. Nabuurs, T. Palosuo, L. Pedroni, A. Vallejo e T. Vilén (2004). CO2FIX V 3.1 - description of a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products. ALTERRA Report 1068. Wageningen, The Netherlands.
- Sikkema, R., Schelhaas, M. J. e Nabuurs, G. J. (2002). International carbon accounting of harvested wood products: evaluation of two models for the quantification of wood product related emissions and removals. Contribution of The Netherlands to the international collaborative study. Report 410 200 111, Alterra and Form Ecology Consultants, Wageningen and Hattem, 73 p.
- Skog, K. E., Pingoud, K. & Smith, J. E. (2004) A method countries can use to estimate changes in carbon stored in harvested wood products and the uncertainty of such estimates. *Environmental Management*, 33(0), S65-S73.
- Soares, P., Tome, M., Skovsgaard, J., e Vanclay, J. (1995). Evaluating a Growth-Model for Forest Management Using Continuous Forest Inventory Data. *Forest Ecology and Management*. **71(3)**: 251-265.
- Soares, P., Tomé, M., Tomé, J., Borges, J., Pereira, J., Barreiro, S., Falcão, A., Araújo, C., Pina, J., Lemos, L., Sousa, C. e Feith, H. (2005). Modelação da sustentabilidade da produção de madeira e do armazenamento de carbono de eucaliptais ao nível da unidade de gestão. *Actas do 5º Congresso Florestal Nacional: A floresta e as gentes*. 16-19 Maio. Instituto Politécnico, Viseu.
- Suzuki M., Tatsuo O. e Okada K. (1995). The estimation of energy consumption and CO2 emission due to housing construction in Japan. *Energy Build.* **22**: 165–169.

- Thornley, J. (1991). A transport-resistance model of forest growth and partitioning. *Ann. Bot.* 68:211–226.
- Tickle, P., Coops, N. e Hafner, S. (2001). Assessing forest productivity at local scales across a native eucalypt forest using a process model, 3PG-SPATIAL. *Forest Ecology and Management*. **152(1-3)**: 275-291.
- Tomé, J. (2007). Relatório final do projecto SUSTMNL: Demonstração da monitorização de indicadores de sustentabilidade na Mata Nacional de Leiria (01/10/2004 – 31/12/2007: PO-AGRO nº 511.
- Tomé, M., Coelho, M. e Soares, P. (2009). Estimativa do Sequestro Anual de Carbono da Floresta de Eucalipto e Pinheiro Bravo em Portugal de Acordo com o Protocolo de Quioto. *Actas do 6º Congresso Florestal Nacional*. 6-9 Outubro de 2009. Ponta Delgada, Açores.
- Tomé, M., Coelho, M., Almeida, A. e Lopes, F. (2001a). *O modelo SUBER - Estrutura e equações utilizadas*. Relatórios Técnico-científicos do GIMREF, nº2/2001. Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Tomé, M., Ribeiro, Fernanda e Soares, P. (2001b). *O modelo GLOBULUS 2.1*. Relatórios Técnico-científicos do GIMREF, nº1/2001. Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Tomé, M., Faias, S., Tomé, J., Cortiçada, A., Soares, P. e Araújo, C. (2004). Hybridizing a stand level process-based model with growth and yield models for *Eucalyptus globulus* in Portugal. In: Borralho, N. M. G., Pereira, J. S., Marques, C., Coutinho, J., Madeira, M., Tomé, M. (eds). "Eucalyptus in a Changing World" Proc. IUFRO Conf. Aveiro, 11-15 Oct. (RAIZ, Instituto Investigação da Floresta e Papel, Portugal). 290-297 pp.
- Tomé, M., Soares, P., Cortiçada, A., Barreiro, S., Faias, S., Meyer, A. (2007). Estimativa do armazenamento de carbono em povoamentos de *Pinus pinaster* Aiton e *Eucalyptus globulus* Labill no período 1998-2006. *Actas da 9ª Conferência Nacional do Ambiente. Vol. 3. Um futuro sustentável Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento*. 18-20 Abril. Universidade de Aveiro, Aveiro.
- UNECE/FAO (2000). Forest resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand (industrialized temperate/boreal countries), UN-ECE/FAO contribution to the global forest resources assessment 2000. *Geneva Timber and Forest Study Papers* No. 17, New York and Geneva, 445 pp.

- UNFCCC (1998). Report of the Conference of the Parties on its third session, held at Kyoto from 1 to 11 December 1997 - Part two: action taken by the Conference of the Parties at its third session. FCCC/CP/1997/7/Add.1, United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn, 60 pp.
- UNFCCC (2003). Estimation, reporting and accounting of harvested wood products - technical paper. FCCC/TP/2003/7, United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn.
- Volvo (2006). *Emissions from Volvo's Trucks*. Volvo.
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P. e Richter, K. (2006). Greenhouse gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. *Climatic Change*. **74**: 319–347
- Winjum, J., Brown, S. e Schlamadinger, B. (1998). Forest harvests and wood products: sources and sinks of atmospheric carbon dioxide. *Forest Science*. **44**: 272-284.
- Woodbury, P. B., Smith, J. E. e Heath, L. S. (2007) Carbon sequestration in the U.S. Forest sector from 1990 to 2010. *Forest Ecology and Management*, 241(1-3), 14-27.
- Yoda, K., Kira, T., Ogawa, H. and Hozumi, H., 1963. Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions. (Intraspecific competition among higher plants XI.). J. Biol. Osaka City Univ. 14, pp. 107–129.

Referências bibliográficas electrónicas

- EDP (2010). *Evolução mensal das emissões específicas ao longo de 2009*. Acedido em 24 de Setembro de 2010, em: <http://www.edpsu.pt>.
- StatSoft, Inc. (2010). *Electronic Statistics Textbook*. Tulsa, OK: StatSoft. Acedido em 12 de Dezembro de 2010, em: <http://www.statsoft.com/textbook/>.

ANEXOS

Anexo I - Principais modelos empíricos e baseados em processos aplicados em Portugal.

Autor	Modelo	Tipo de modelo	Área geográfica	Espécie Florestal
Soares <i>et al.</i> (1995)	PBRAVO	Empírico	Mata Nacional de Leiria	<i>Pinus pinaster</i> Aiton
Tomé <i>et al.</i> (1995)	Globus	Empírico	ZEEP	<i>Eucalyptus globulus</i>
Tomé <i>et al.</i> (1995)	EUSOP	Empírico	ZEEP	<i>Eucalyptus globulus</i>
Amaro (1997)	SOP	Empírico	ZEEP	<i>Eucalyptus globulus</i>
Tomé <i>et al.</i> (1997)	Globulus	Empírico	ZEEP	<i>Eucalyptus globulus</i>
Tomé <i>et al.</i> (2001)	Globulus v.2	Empírico	ZEEP	<i>Eucalyptus globulus</i>
Tomé <i>et al.</i> (2001)	TP-BRAVO	Empírico	ZEPBP	<i>Pinus pinaster</i>
Tomé <i>et al.</i> (2001)	SUBER	Empírico	ZESP	<i>Quercus suber</i>
Soares e Tomé (2003)	GLOBTREE	Empírico	Norte e centro da costa portuguesa	<i>Eucalyptus globulus</i>
Coelho <i>et al.</i> (2004)	GLOB-3PG	Baseado em processos	Bacia hidrográfica do Rio Águeda, na Serra do Caramulo	<i>Eucalyptus globulus</i>
Correia (2004)	CO2FIX (*)	Empírico		<i>Eucalyptus globulus</i> , <i>Pinus Pinaster</i>
Amaral <i>et al.</i> (2005)	3-PG	Baseado em processos	Serra do Caramulo	<i>Eucalyptus globulus</i>
Lopes (2005)	FOREST-BGC (**)	Baseado em processos	Portugal Continental	<i>Eucalyptus globulus</i> , <i>Pinus Pinaster</i>
Fonseca (2005)	MODIS-PINASTER	Empírico	-	<i>Pinus pinaster</i>
Fontes <i>et al.</i> (2006)	3-PG	Baseado em processos	Portugal Continental	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill
Nunes e Lopes (2006)	FOREST-BGC	Baseado em processos	-	<i>Eucalyptus globulus</i>
Soares <i>et al.</i> (2006)	Globulus v.3	Empírico	-	<i>Eucalyptus globulus</i>
Rodrigues <i>et al.</i> (2010)	FOREST-BGC	Baseado em processos	Vila Real, Trás-os-Montes	<i>Pinus pinaster</i> , <i>Quercus pyrenaica</i> , <i>Quercus pyrenaica</i> + <i>Pinus pinaster</i>
Freire <i>et al.</i> (2010)	Pinaster Leiria	Empírico	Mata Nacional de Leiria	<i>Pinus pinaster</i>

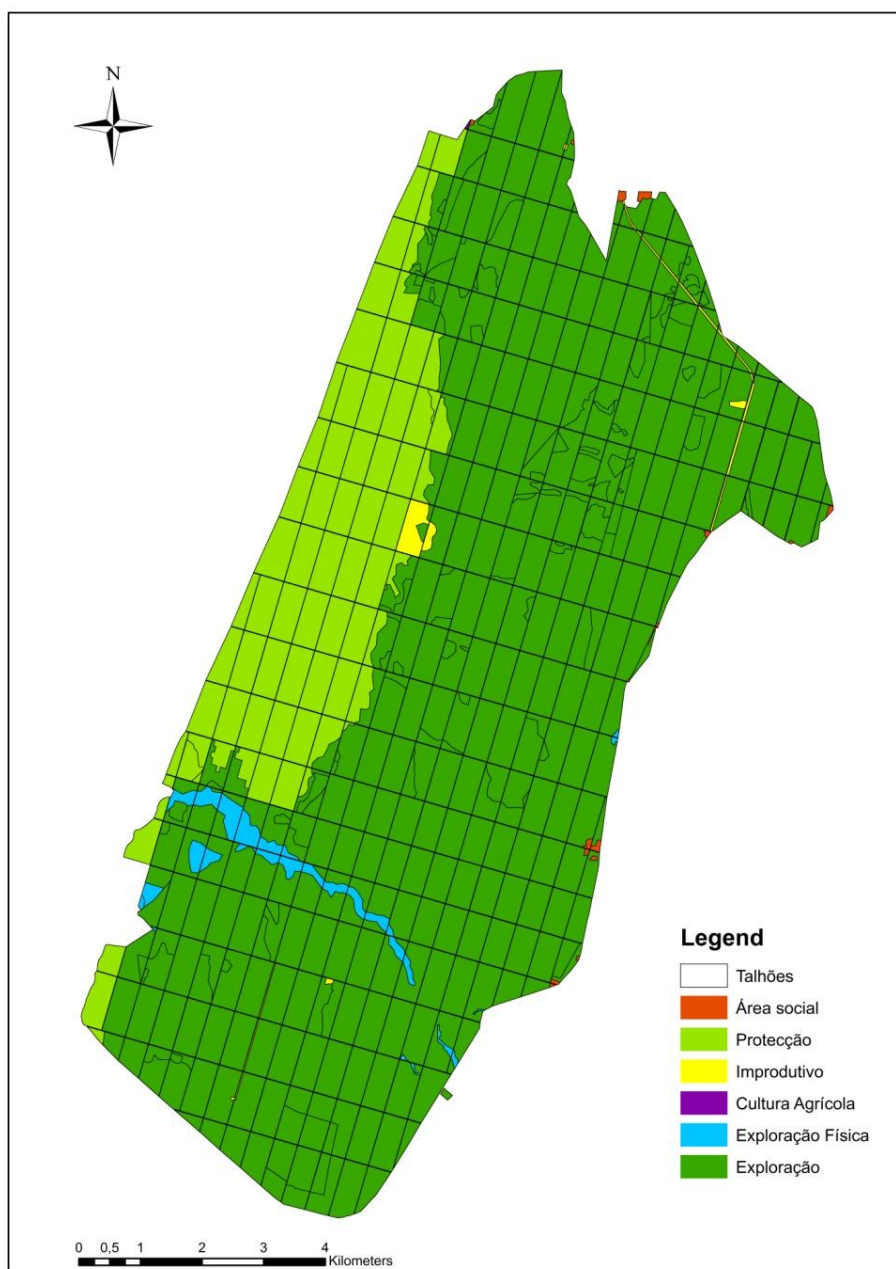
(*) Schelhaas *et al.* (2004)

(**) Running e Coughlan (1988)

Anexo II – Estudos sobre o balanço de carbono nas florestas portuguesas.

Autor	Métodos	Área geográfica	Anos	Espécies	Stocks e variação de stocks de carbono
Pereira <i>et al</i> (2002)	Modelo CO2FIX	Portugal Continental	1995	<i>Eucalyptus globulus</i>	41,2 Mg C ha ⁻¹
				<i>Pinus pinaster</i>	19,8 Mg C ha ⁻¹
				Outras Folhosas	7,6 Mg C ha ⁻¹
				Outras Resinosas	20,8 Mg C ha ⁻¹
				Montado	17,5 Mg C ha ⁻¹
				Matos	3,8 – 4,4 Mg C ha ⁻¹
				Solos	3 - 214 Mg C ha ⁻¹
Correia (2004)	Modelo CO2FIX	Óbidos	2002	<i>Pinus pinaster</i>	-
		Furadouro		<i>Eucalyptus globulus</i>	7,6 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
	Inventário Florestal	Portugal Continental	1995	-	67,8 Mg C ano ⁻¹
	Detecção Remota				88,4 Mg C ano ⁻¹
Dias (2005)	Inventário Florestal	Portugal Continental	1990-2000	<i>Pinus pinaster</i>	59 Gg C ano ⁻¹
				<i>Eucalyptus globulus</i>	862 Gg C ano ⁻¹
Correia <i>et al.</i> (2005)	Modelo CO2FIX	Sul Litoral de Portugal	2002-2003	<i>Eucalyptus globulus</i>	6,5 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
	Flutuações instantâneas				6,2 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
Rodrigues <i>et al.</i> (2005)	Flutuações instantâneas	Herdade da Espirra, Palmela	2002-2003	<i>Eucalyptus globulus</i>	8,9 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
Arroja <i>et al.</i> (2006)	Inventário florestal	Portugal Continental	2000	<i>Eucalyptus globulus</i>	18 Gg C ano ⁻¹
Mateus <i>et al.</i> (2006)	Flutuações instantâneas	Herdade da Espirra, Palmela	2004	<i>Eucalyptus globulus</i>	7,9 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
Correia <i>et al</i> (2007)	Inventário florestal	Alcácer do Sal	2005-2006	<i>Pinus pinae</i>	1,5 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
Tomé <i>et al.</i> (2009)	Inventário Florestal e Modelo SYMT	Portugal Continental	2008-2012	<i>Eucalyptus globulus</i>	art.3.3 Florestação: 323 a 556 Gg C ano ⁻¹
					art 3.3 Desflorestação: -198 a -183 Gg C ano ⁻¹
					art. 3.4 Gestão Florestal : -1063 a Gg C ano ⁻¹
Rodrigues <i>et al.</i> (2010)	Modelo Forest BGC	Trás-os-Montes (Vila Real)	-	<i>Pinus pinaster</i>	1844-2784 kg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
				<i>Quercus pyrenaica</i>	1418-3433 kg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
				<i>Quercus pyrenaica</i> + <i>Pinus pinaster</i>	1496-1685 kg C ha ⁻¹ ano ⁻¹

Anexo III – Tipos de usos do solo na Mata Nacional de Leiria. Adaptado de Gomes (1990).



Anexo IV – Parâmetros de entrada utilizados no modelo 3-PG para a espécie *Pinus pinaster* Aiton.

Descrição	Símbolo do 3-PG	Valor	Unidades	Fonte
Biomass partitioning and turnover				
Allometric relationships & partitioning				
Foliage:stem partitioning ratio @ D=2 cm	$pFS2$	0,8	-	Sands (2004)
Foliage:stem partitioning ratio @ D=20 cm	$pFS20$	0,5	-	Alexandre (2009) ⁽¹⁾
Constant in the stem mass v. diam. Relationship	aS	0,0188	-	Alexandre (2009) ⁽²⁾
Power in the stem mass v. diam. Relationship	nS	2,8609	-	Alexandre (2009) ⁽²⁾
Maximum fraction of NPP to roots	pRx	0,33	-	Alexandre (2009) ⁽²⁾
Minimum fraction of NPP to roots	pRn	0,15	-	Alexandre (2009) ⁽²⁾
Litterfall & root turnover				
Maximum litterfall rate	$gammaFx$	0,025	1/month	Mediavilla & Escudero (2003)
Litterfall rate at t = 0	$gammaF0$	0,001	1/month	Sands (2004)
Age at which litterfall rate has median value	$tgammaF$	36	months	Sands (2004)
Average monthly root turnover rate	$gammaR$	0,015	1/month	Sands (2004)
NPP & conductance modifiers				
Temperature modifier (fT)				
Minimum temperature for growth	$Tmin$	0	deg. C	Sands (2004)
Optimum temperature for growth	$Topt$	20	deg. C	Sands (2004)
Maximum temperature for growth	$Tmax$	35	deg. C	Alexandre (2009) ⁽²⁾
Frost modifier (fFRost)				
Days production lost per frost day	kF	1	days	Sands (2004)
Soil water modifier (fSW)				
Moisture ratio deficit for $f_q = 0.5$	$SWconst$	0,7	-	Sands (2004)
Power of moisture ratio deficit	$SWpower$	9	-	Sands (2004)
Fertility effects				
Value of 'm' when FR = 0	$m0$	0	-	
Value of 'fNutr' when FR = 0	$fN0$	0,6	-	Sands (2004)
Power of (1-FR) in 'fNutr'	fNn	1	-	Sands (2004)
Age modifier (fAge)				
Maximum stand age used in age modifier	$MaxAge$	75	years	Alexandre (2009) ⁽²⁾
Power of relative age in function for fAge	$nAge$	4	-	Sands (2004)
Relative age to give fAge = 0.5	$rAge$	0,95	-	Sands (2004)
Stem mortality & self-thinning				Sands (2004)
Mortality rate for large t	$gammaNx$	0	%/year	Sands (2004)
Seedling mortality rate (t = 0)	$gammaN0$	0	%/year	Sands (2004)
Age at which mortality rate has median value	$tgammaN$	0	years	Sands (2004)
Shape of mortality response	$ngammaN$	1	-	Sands (2004)
Max. stem mass per tree @ 1000 trees/hectare	$wSx1000$	280	kg/tree	Alexandre (2009) ⁽²⁾
Power in self-thinning rule	$thinPower$	1,7844	-	Alexandre (2009)

				(2)
Fraction mean single-tree foliage biomass lost per dead tree	mF	0	-	Sands (2004)
Fraction mean single-tree root biomass lost per dead tree	mR	0,2	-	Sands (2004)
Fraction mean single-tree stem biomass lost per dead tree	mS	0,2	-	Sands (2004)
Canopy structure and processes				
Specific leaf área				
Specific leaf area at age 0	$SLA0$	3,376	m ² /kg	Porté <i>et al.</i> (2000)
Specific leaf area for mature leaves	$SLA1$	2,556	m ² /kg	Porté <i>et al.</i> (2000)
Age at which specific leaf area = (SLA0+SLA1)/2	$tSLA$	3	years	Alexandre (2009)
Light interception				
Extinction coefficient for absorption of PAR by canopy	k	0,5	-	Sands (2004)
Age at canopy cover	$fullCanAge$	36	years	Alexandre (2009)
Maximum proportion of rainfall evaporated from canopy	$MaxIntcptn$	0,15	-	Sands (2004)
LAI for maximum rainfall interception	$LAI_{maxIntcptn}$	2,6	-	Granier <i>et al.</i> , (2000)
Production and respiration				
Canopy quantum efficiency	α	0,0525	molC/molPAR	Alexandre (2009) (1)
Ratio NPP/GPP	Y	0,47	-	Sands (2004)
Conductance				
Maximum canopy conductance	$MaxCond$	0,02	m/s	Sands (2004)
LAI for maximum canopy conductance	LAI_{gcx}	3,33	-	Sands (2004)
Defines stomatal response to VPD	$CoeffCond$	0,05	1/mBar	Sands (2004)
Canopy boundary layer conductance	$BLcond$	0,22	m/s	Sands (2004)
Wood and stand properties				
Branch and bark fraction (fracBB)				
Branch and bark fraction at age 0	$fracBB0$	0,5	-	Sands (2004)
Branch and bark fraction for mature stands	$fracBB1$	0,1	-	Sands (2004)
Age at which fracBB = (fracBB0+fracBB1)/2	tBB	5	years	Sands (2004)
Basic Density				
Minimum basic density - for young trees	ρ_{Min}	0,437	t/m ³	Alexandre (2009) (2)
Maximum basic density - for older trees	ρ_{Max}	0,437	t/m ³	Alexandre (2009) (2)
Age at which $\rho = (\rho_{Min} + \rho_{Max})/2$	$t\rho$	4	years	Sands (2004)
Stem height				
Constant in the stem height relationship	aH	0	-	Sands (2004)
Power of DBH in the stem height relationship	nHB	0	-	Sands (2004)
Power of stocking in the stem height relationship	nHN	0	-	Sands (2004)
Stem volume				
Constant in the stem volume relationship	aV	0	-	Sands (2004)
Power of DBH in the stem volume relationship	nVB	0	-	Sands (2004)
Power of stocking in the stem volume relationship	nVN	0	-	Sands (2004)

Conversion factors				
Intercept of net v. solar radiation relationship	Qa	-90	W/m2	Sands (2004)
Slope of net v. solar radiation relationship	Qb	0,8	-	Sands (2004)
Molecular weight of dry matter	gDM_mol	24	gDM/mol	Sands (2004)
Conversion of solar radiation to PAR	$molPAR_MJ$	2,3	mol/MJ	Sands (2004)

Anexo V – Equações do modelo empírico Pinaster Leiria.

Equações do módulo de projecção.

Altura dominante

$$hdom_2 = \frac{38,6}{1 - \left(1 - \frac{38,6}{hdom_1}\right) \left(\frac{t_1}{t_2}\right)^{1,1773}}$$

Área basal por hectare

a) Povoamentos não desbastados ou desbastados há mais de 4 anos

$$m_0 = 1,06508 + 0,000109N_0$$

$$m_1 = 1,06508 + 0,000109N_1$$

$$G = 62,7142 \left(\frac{G_0}{62,7142} \right)^{t_0^{m_0} / t_1^{m_1}}$$

em geral, não ocorrendo mortalidade,

N_0 é igual a N_1 pelo que m_0 será igual a m_1

Povoamentos desbastados há menos de 5 anos

b) Ano do desbaste

$$G_{dd} = G_{ad} - G_d$$

c) Nos restantes anos

$$m_1 = 1,06508 + 0,000109N_{ad}$$

$$m_2 = 1,06508 + 0,000109(N_{ad} - N_d)$$

$$G_{1ad} = 62,7142 \left(\frac{G_0}{62,7142} \right)^{(t_0/t_{1d})^{m_3}} \quad \begin{aligned} m_1 &= 1,06508 + 0,000109N_{ad} \\ m_2 &= 1,06508 + 0,000109(N_{ad} - N_d) \\ m_3 &= 1,06508 + 0,000109N_1 \end{aligned}$$

$$\text{Após o desbaste se } \begin{cases} t - t_{1d} \leq 4 \Rightarrow G_2 = 62,7142 \left(\frac{G_{1dd}}{62,7142} \right)^{(t_{1d}^{m_1} / t_2^{m_2})} \left(1 + 0,1190 \frac{G_d}{G_{1ad}} \right) \\ t - t_{1d} > 4 \Rightarrow G_2 = 62,7142 \left(\frac{G_1}{62,7142} \right)^{(t_1/t_2)^{m_3}} \end{cases}$$

$$G = 62,7142 \left(\frac{G_{1dd}}{62,7142} \right)^{\left(t_d^{m_1} / t_2^{m_2} \right)} \left(1 + 0,1190 \frac{G_d}{G_{1ad}} \right) G_{1dd} = \begin{cases} \text{Ocorrendo desbaste } G_{1ad} - G_d \\ \text{Não ocorrendo desbaste } G_{1ad} \end{cases}$$

Equações do módulo de inicialização.

$$hdom = \frac{38,6}{1 - \left(1 - \frac{38,6}{S} \right) \left(\frac{50}{t} \right)^{1,1773}}$$

$$G = 62,7142 \exp \left(-k \left(\frac{1}{t} \right)^m \right) \text{ com } \begin{cases} k = 105,2002 - 3,0624S \\ m = 1,06508 + 0,000109N \end{cases}$$

$$t \leq 14 \Rightarrow N_1 = 1911,192 + 3,32731 t - 49,5308 S$$

$$t \in [15,20] \Rightarrow N_2 = 2625,846 - 65,0487 t - 12,6999 S$$

$$t \in [20,35] \Rightarrow N_3 = 2613,726 - 41,1744 t - 36,3644 S$$

$$t \in [35,60] \Rightarrow N_4 = 1158,13798 - 11,33092 t - 14,9056 S$$

$$t > 60 \Rightarrow N_5 = 445,22945 - 1,46874 t - 7,04795 S$$

Equações do módulo de predição.

$$G_{desb} = 0,4719 G^{1,4811 - 0,0335 hdom} \left(\frac{N_{desb}}{N} \right)^{1,3498 - 0,0404 hdom}$$

$$V = 0,9591 G^{1,0233} hdom^{0,8138} N^{-0,0599}$$

$$W = 1,0159 G^{1,0267} hdom^{0,6601} N^{-0,0692}$$

Volume em pé

$$v_{classe} = ((0,1931 + 0,0388 h_{classe} - 0,0666 \sqrt{h_{classe}}) / 1000) d_{classe}^2$$

onde h_{classe} e d_{classe} são a altura média da classe em metros e o diâmetro central da classe em centímetros.

Modelos de predição da biomassa por componentes para a árvore individual de *Pinus pinaster* Aiton.

Componentes	Modelos
(1) Troncos e casca	(1) $w_i = \beta_0 d^{\beta_1} h^{\beta_2}$ (i = s, b)
(2) Ramos e agulhas	(2) $w_i = \beta_0 d^{\beta_1} \left(\frac{h}{d}\right)^{\beta_2}$ (i = br, l)
Total área	$w_a = w_s + w_{br} + w_l$
(3) Raízes	$w_r = \beta_0 d^{\beta_1}$

Estimativas dos parâmetros dos modelos de predição da biomassa por componentes para a árvore individual de *Pinus pinaster* Aiton.

Componente	Modelo	β_0	β_1	β_2
w_s	1	0,0146	1,94687	1,106577
w_b	1	0,0114	1,8728	0,6694
w_{br}	2	0,00308	2,75761	-0,39381
w_l	2	0,09980	1,39252	-0,71962
w_r	3	0,4522	1,1294	-

Anexo VI – Histogramas que apresentam a distribuição da frequência de parcelas pela classe da média de resíduos e da média absoluta de resíduos

